

**En akustisk undersøkelse av  
biologiske og fysiske forhold i et  
dypvannsdeponi for forurenset  
sediment i indre Oslofjord**

**Ingrid Solberg**



Masteroppgave

Universitetet i Oslo

Biologisk institutt

Oktober 2008

<b>FORORD</b> .....	<b>3</b>
<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>4</b>
<b>INTRODUKSJON</b> .....	<b>6</b>
<b>MATERIALER OG METODER</b> .....	<b>8</b>
<b>GENERELT OM FELTARBEIDET OG LOKALITET</b> .....	8
<b>AKUSTISKE REGISTRERINGER</b> .....	9
<b>ANALYSERING AV AKUSTISKE DATA</b> .....	11
<i>Target tracking</i> .....	11
<i>Konvertering av lengdemålinger til TS</i> .....	12
<i>Estimering av fisketetthet</i> .....	13
<i>Estimering av sedimentmengde</i> .....	15
<i>Integrering og beregning av krilltetthet før - og etter deponering</i> .....	16
<b>RESULTATER</b> .....	<b>17</b>
<b>AKUSTISKE REGISTRERINGER AV DEPONERINGSFRIE DØGN FRA JULI 2007 TIL JANUAR 2008</b> .....	17
<i>Fiskens fordelingsmønster og stimedynamikk gjennom perioden</i> .....	18
<i>Krillens fordelingsmønster gjennom perioden</i> .....	21
<i>Sesongendring hos krill</i> .....	21
<b>TS-FORDELINGER TIL FISK</b> .....	21
<i>Lengdefordeling og beregnet TS-fordeling av hvitting</i> .....	21
<i>Empiriske TS-fordelinger dag og natt for deponeringsfrie døgn</i> .....	22
<i>TS-fordelinger dag</i> .....	22
<i>TS-fordelinger natt</i> .....	22
<b>ESTIMERING AV FISKE TETTHET</b> .....	25
<i>Tetthet av fisk under lekteren</i> .....	25
<i>Tetthet av fisk i andre områder av indre Oslofjord</i> .....	26
<b>DEPONERING</b> .....	28
<i>Akustisk registrering av sedimentpartikler i suspensjon</i> .....	28
<i>Estimering av mengde sediment i vannsøylen</i> .....	30
<b>BIOLOGISKE RESPONSER PÅ DEPONERING</b> .....	32
<i>Krill</i> .....	32
<i>Fisk</i> .....	34
<b>DISKUSJON</b> .....	<b>37</b>
<b>FISK</b> .....	37
<i>Mengde fisk under lekteren</i> .....	37
<i>Tilstedeværelse av fisk tross dårlige oksygenforhold</i> .....	38
<i>Fiskens fordeling</i> .....	39
<i>Empiriske TS-fordelinger til fisken under lekteren</i> .....	39
<b>KRILL</b> .....	40
<i>Fordeling av krill</i> .....	40
<b>DEPONERING</b> .....	41
<i>Registrering av suspenderte sedimentpartikler i vannsøylen</i> .....	41
<i>Estimering av suspenderte sedimentmengder og sammenligning med turbiditetsmålinger</i> .....	42
<i>Akustikk som metode for registrering og kvantifisering av sediment i vannsøylen</i> .....	43
<b>BIOLOGISKE RESPONSER PÅ DEPONERING</b> .....	44
<i>Krill</i> .....	44
<i>Fisk</i> .....	44
<b>REFERANSER</b> .....	<b>46</b>

## FORORD

Denne oppgaven ble skrevet ved Avdeling for marinbiologi og limnologi, Biologisk Institutt ved Universitetet i Oslo i perioden 2007-2008. Oppgaven er skrevet under veiledning av Stein Kaartvedt.

Jeg vil først og fremst takke Stein Kaartvedt for en meget bra oppfølging gjennom hele oppgaven. Jeg har fått gode råd, konstruktive tilbakemeldinger og oppmuntrende ord fra start til slutt. Han har til enhver tid vært tilgjengelig for spørsmål, noe jeg har satt svært stor pris på, og benyttet meg mye av.

Thor A. Klevjer og Anders Røstad har også vært viktige støttespillere ved at de har gjort Sonar5 til et begripelig program. Takk! Rita Amundsen og mannskapet på "Trygve Braarud" skal ha takk for god hjelp ute i felt.

Jeg vil også rette en stor takk til Jo Skeie Hermansen for å ha lest igjennom oppgaven og kommet med konstruktive kommentarer. Ikke minst har han hjulpet til i sluttprosessen med praktiske ting, noe som har bidratt til å holde mitt stressnivå nede. Folkene på lesesalen min har gjort plassen til et hyggelig sted å være, og Vegard i rommet ved siden av takkes for meget god kaffe gjennom en hektisk periode. Medstudenter på Bio skal ellers takkes for å ha bidratt til at jeg har hatt fem fantastiske år på Blindern!

Sist, men ikke minst vil jeg takke familie og venner utenom Bio for oppmuntring gjennom hele prosessen.

Ingrid.

Blindern, oktober 2008.

## SAMMENDRAG

Forurensede sedimentmasser i indre Oslofjord blir fjernet ved mudring og deponert via rør til sjøbunnen i et dypvannsdeponi mellom Malmøykalven og Husbergøya. I denne oppgaven er biologiske og fysiske forhold i deponeringsbassenget undersøkt, med hovedvekt på bruk av et ekkolodd som ble festet under deponeringslekteren i juli 2007. Analysene i dette studiet er basert på et kontinuerlig akustisk datamateriale fra juli 2007- januar 2008, og den pelagiske faunaen under lekteren (krill og fisk) samt sediment i vannmassene ble kartlagt gjennom denne perioden.

På grunn av dårlige oksygenforhold ble det antatt i forkant av opprydningsprosjektet at det ville være lite fisk i deponeringsområdet. Tidligere undersøkelser av fiskefaunaen i Oslofjorden har imidlertid påvist forekomst av fisk på dyp med lavere oksygenverdier enn det som lå til grunn i konsekvensutredningen. Resultatene fra denne undersøkelsen viste at det var en svært høy tetthet av fisk under lekteren sammenlignet med konsentrasjonen av fisk andre steder i fjorden. Det er dokumentert at fisk akkumuleres under flytende objekter, og den kunstig høye konsentrasjonen av fisk skyldes trolig at lekteren har fungert som en FAD (Fish attracting device) og at lys på lekteren har trukket til seg fisk i mørket. Resultatene over mengde fisk under lekteren var dermed ikke i overensstemmelse med antagelsene fra forundersøkelsene av deponeringsområdet.

Fisken dannet stimer i nedre del av vannsøylen på dagtid gjennom hele perioden, utover høsten ble det også observert tette ansamlinger av fisk i øvre vannlag om natten. Stimene under lekteren om natten kan trolig forklares ved at deponeringslekteren er utstyrt med lyskastere.

Krill ble gjennom hele perioden registrert som et akustisk tilbakespredningslag mellom 50-60 meter i vannsøylen om dagen. Sommer og tidlig høst vandret krillen oppover i vannmassene om natten, men fra oktober av ble den registrert i nedre del av vannsøylen gjennom hele døgnet. Den reduserte vertikale døgnavdringen kan trolig skyldes effekten av kunstig lys fra lekteren og økt mengde predatorer i øvre vannlag.

Under deponering var det sediment som dominerte de akustiske registreringene, og under hele perioden ble suspenderte sedimentpartikler registrert opp til 30-40 meter eller grunnere i

vannsøylen. Dette avviker fra konklusjonene i konsekvensvurderingene som ble gjennomført før oppstart av deponeringen, der det ble antatt at det på grunn av en sterk lagdeling i overflatevannet var lite sannsynlig med spredning opp til 30 meter eller grunnere. Det ble også registrert tilfeller der sediment ble sølt fra overflaten, noe som resulterte i at sedimentpartikler med lav utsynkning ble liggende og flyte i vannsøylen på dyp mellom 10-20 meter.

De akustiske dataene ble brukt til å kvantifisere mengden av suspendert sediment i vannsøylen under deponering. Tilbakespredningen fra sedimentpartiklene øker eksponentielt med partikkelstørrelsen, og den estimerte sedimentmengden var derfor sterkt avhengig av antatt partikkelradius. De akustiske beregningene av sedimentmengde ble sammenlignet med turbiditetsmålinger, og det ble foretatt en vurdering av akustikk som metode for registrering og kvantifisering av sediment i vannsøylen. Det ble konkludert med at akustikk er fordelaktig ved at det gir et samtidig bilde av både levende organismer og sedimentpartikler i vannsøylen. Usikkerheten rundt estimering av sedimentmengde ved bruk av teoretiske modeller kan reduseres gjennom supplerende prøvetaking, som f. eks kartlegging av størrelsen på de suspenderte sedimentpartiklene.

Deponeringen påvirket krillens vertikalfordeling ved at den i mange tilfeller ble registrert høyere oppe i vannsøylen etter endt nedføring. Det var uklart hvorvidt nedføringen av sediment hadde en effekt på fisk, i noen tilfeller var det en reduksjon i antall stimer etter deponering, i andre ikke. Det var uansett klart at betydelige konsentrasjoner av fisk oppholdt seg i nedre del av vannsøylen samtidig som det foregikk deponering, og det er grunn til å anta at fisk i større grad blir eksponert for miljøgifter enn det som er blitt antatt i forkant av deponeringsprosjektet.

## INTRODUKSJON

Indre Oslofjord har i flere tiår vært utsatt for forurensning fra industri i området, sjøbunnen inneholder derfor mange steder miljøgifter som blant annet polyklorerte bifenyler (PCB), kvikksølv (Hg) og polyaromatiske hydrokarboner (PAH-metabolitter) (Koniczny 1994). Det er stor båttrafikk i havneområdet og propellstrømmer fra skip fører til oppvirvling av sediment. Som følge av dette har spredning av kontaminert bunnvann lenge vært et problem i fjorden (Magnusson 1995). Opprydning av de forurensede bunnsedimentene i Oslo havn og indre Oslofjord ble derfor satt i gang i februar 2006 under prosjektnavnet "Ren Oslofjord". Det er hovedsaklig de to øverste meterne av bunnsedimentene som er forurenset, dette laget blir fjernet ved mudring og deretter deponert via rør til sjøbunnen i et dypvannsdeponi mellom Malmøykalven og Husbergøya. Det totale volumet sedimentmasse som skal mudres og deponeres er på 780 000 m<sup>3</sup>. Etter endt deponering vil de forurensede massene bli tildekket med et ca. 40 cm tykt lag ren masse (Oslo havnevesen 2001).

Dypvannsdeponiet mellom Malmøykalven og Husbergøya ble valgt som egnet deponeringsområde på bakgrunn av flere forhold. Bunnsedimentet i bassenget var forurenset fra før av og strømhastigheten ved bunnen var lav ( $< 3 \text{ cm s}^{-1}$ ) (Skei *et al.* 1999), altså var det sedimenterende forhold og akkumulasjonsbunn på lokaliteten. På grunn av tilløp til anoksiske forhold ved bunnen og lave oksygenverdier ( $< 2,5 \text{ ml l}^{-1}$ ) i øvre vannlag (Skei *et al.* 1999), ble det antatt at det ville være lite fisk og minimal forekomst av bunnlevende organismer i området (Oslo havnevesen 2001). Undersøkelser av mulig fiskefauna ble derfor ikke inkludert i konsekvensutredningen som ble foretatt i forbindelse med deponeringsaktiviteten.

UiO har gjennom flere år undersøkt fiskefaunaen i Oslofjorden, og funnet at fisk kan tolerere lavere oksygenverdier enn de som lå til grunn i konsekvensutredningen. Det er blant annet påvist betydelige forekomster av brisling (*Sprattus sprattus*) på dyp med oksygennivå ned mot 0,5-1,0 ml O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> (Kaartvedt *et al.* 2006). Det er videre godt dokumentert at fisk har en tendens til å akkumulere under flytende objekter (Druce og Kingsford 1995, Gomes *et al.* 1998), noe som har blitt utnyttet i kommersielt fiske ved bruk av FADs (Fish attracting devices) (Castro *et al.* 2002). I Oslofjorden er det funnet at fisk akkumuleres under fartøy som ligger i ro (Røstad *et al.* 2006), det ble av den grunn antatt at også deponeringslekteren kunne fungere som en FAD og at det følgelig kunne være betydelige mengder fisk innenfor deponeringsområdet. Det ble derfor i regi av Biologisk Institutt ved Universitetet i Oslo søkt

om, og gitt tillatelse av Secora (operatøren for deponeringen), til å sette et ekkolodd på deponeringslekteren for en kontinuerlig overvåkning av krill og fisk i området. Ekkolodd kan også brukes til å registrere ikke-levende materiale, og akustikk har vist seg å være et effektivt verktøy innen overvåkning av suspenderte sedimentpartikler i kystområder (Vincent *et al.* 1991, Thorne *et al.* 1991). Tilbakespredningsegenskaper til gitte sedimenttyper er tidligere beregnet via teoretiske modeller, og under forutsetning om kjente partikkelstørrelser er disse blitt anvendt til å estimere konsentrasjoner av suspendert sediment (Hay 1983, Lee og Hanes 1995). Ekkoloddet under deponeringslekteren ga derfor muligheten til registrering og kvantifisering av både organismer og suspenderte sedimentpartikler i vannsøylen.

Med tanke på mulighet for oppvirvling og vertikal spredning av sediment, ble det i forkant av prosjektet gjort undersøkelser av partikkelspredning under prøvedumping (Eek og Schaanning 2000). Ut fra storskalaforsøk og modellsimuleringer ble det antatt at suspenderte sedimentpartikler hovedsaklig ikke ville spres høyere enn ca. 10 meter fra bunnen (Eek og Schaanning 2000, Schaanning og Bjerkeng 2001). Det ble sett som spesielt viktig at sediment ikke ble spredd høyere enn 41 meters dyp, som er terskeldypet for deponeringsbassenget. Spredning av partikler til 30 meters dyp eller mindre ble sett på som lite sannsynlig på grunn av den sterke lagdelingen i overflatevannet (Schaanning og Bjerkeng 2001).

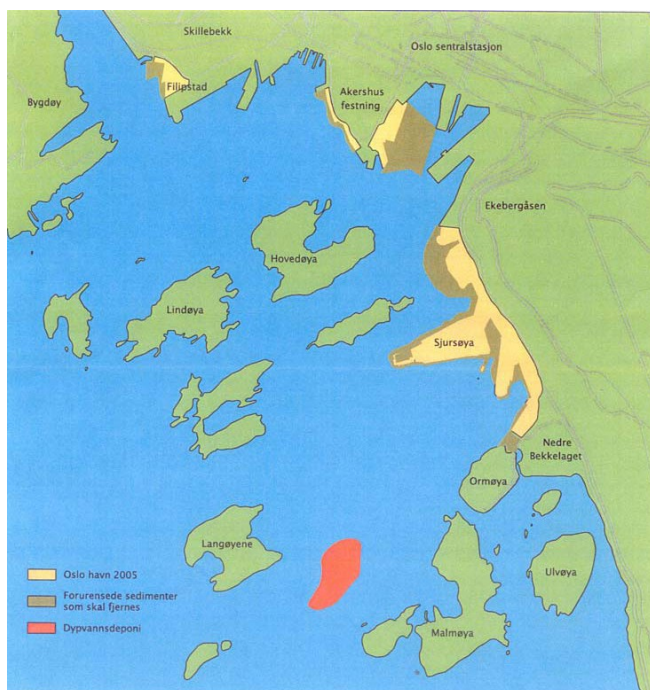
I denne oppgaven vil jeg ved bruk av ekkolodd undersøke forholdene under lekteren i dypvannsdeponiet. Den pelagiske faunaen under lekteren (krill og fisk) vil bli kartlagt gjennom et halvt år med vekt på fordeling, atferd og mengde. Akustiske data vil deretter bli brukt til å kvantifisere mengde suspendert sediment i vannsøylen under ulike deponeringer. Det vil i den sammenheng foretas en vurdering av akustikk som metode for registrering av sedimentpartikler i suspensjon, og hvorvidt akustikk kan være et egnet verktøy innen overvåking av nye mudrings- og deponeringsprosjekter i kommende havner. I siste del av oppgaven vil jeg undersøke hvorvidt deponeringen av sediment påvirker den pelagiske faunaen i området.

# MATERIALER OG METODER

## Generelt om feltarbeidet og lokalitet

Undersøkelsene fant sted i indre Oslofjord i dypvannsdeponiet mellom Husbergøya og Malmøykalven, 59° 51''N, 10° 43''Ø, (Figur 1). Deponiområdet er et skålformet basseng omgitt av naturlige terskler hvorav maksimaldypet er på ca. 70 meter. Deponiet har en utstrekning på 350 000 m<sup>2</sup> og et volum på 1 230 000 m<sup>3</sup>. Resultater fra tidligere undersøkelser av bassenget har vist at det er lave oksygenverdier, (til tider anoksiske forhold), og lav strømhastighet nær bunnen (Skei *et al.* 1999).

Det ble i juli 2007 festet et SIMRAD EK-60 120 kHz ekkolodd under lekteren som blir brukt ved deponeringsarbeidet. Akustiske registreringer fra dette ekkoloddet ble logget fra juli 2007-januar 2008, analysene i denne oppgaven er hovedsakelig basert på dette akustiske datamateriale. Det ble i tillegg utført fire tokt (januar, juli, oktober og november 2007) med forskningsfartøyet "Trygve Braarud" der det ble fisket med fiskestang fra dekk samt foretatt innsamling av krill ved bruk av en Isaacs Kidd trål. Fartøyets SIMRAD EK-500 ekkolodd (programvareversjon 5.3) ble dessuten brukt til å kjøre akustikksnitt av andre områder i indre Oslofjord.



**Figur 1.** Kart over indre Oslofjord, de gule og brune feltene markerer henholdsvis Oslo havn og områdene som mudres. Dypvannsdeponiet er avmerket med rød farge. Kartet er hentet fra Oslo havnevesen 2002.



## **Fangst av organismer**

På grunn av aktiviteter tilknyttet deponeringen av forurenset sediment befant det seg diverse utstyr som kabler og rør ved ulike dyp i bassenget. Dette gjorde det umulig å foreta tråling innenfor denne lokaliteten. På toktet 25.01.07 ble det mellom kl.10:00 og kl.12:30 i deponiet fisket med fiskestang fra fartøyets dekk. Båten hadde ved oppstart av fiskingen stått i ro i ca. én time og man kunne da, ved hjelp av fartøyets ekkolodd, observere en økning i akustisk tilbakespredning under båten. Det ble registrert stimdannelse på dyp mellom 40-55 meter og fiskingen ble av den grunn konsentrert innenfor dette dybdeintervallet. Fangsten bestod av 31 fisk, 28 hvitting (*Merlangius merlangus*) og 3 torsk (*Gadus morhua*), alle ble fisket mellom 40 og 55 meter i vannsøylen. All fisk ble umiddelbart fryst ned i hel tilstand og senere veid og målt etter standard lengde på lab. Standard lengde ble målt fra tuppen av fiskens snute frem til den mellomlaterale bakerste del av hypuralplaten.

Resultater fra tidligere undersøkelser i indre Oslofjord har vist at krill (*Meganyctiphanes norvegica*) på dagtid holder seg i dypere vannlag og kan ses som et lydspredende lag ved 120 kHz (Kaartvedt *et al.* 2002). I deponiet ble det i likhet med tidligere observasjoner registrert et akustisk tilbakespredningslag mellom 40-60 meter ved 120 kHz. For å undersøke om dette var krill ble det på toktet 21.11.07 benyttet en Isaacs Kidd planktontrål mellom 60-30 meter i vannsøylen. Trålen ble satt ut kl.14.00, det ble trålt i 15 min med en hastighet på 2 knop. Trålen har en åpning på  $2/3 \text{ m}^2$ . (Omtrent 60 % av tiden befant trålen seg på 50 meters dyp). Fangsten bestod av krill, samt noe hoppekreps og dette tilbakespredningslaget omtales i fortsettelsen av denne oppgaven som "krill-laget".

## **Akustiske registreringer**

Det ble i juli 2007 festet et SIMRAD EK-60 split-beam ekkolodd med 120 kHz svinger under lekteren. Svingeren (ES120-7) ble senket noen meter under overflaten og festet til en metallstang som ble bundet fast til lekteren. All data ble logget og lagret via programvaren SIMRAD ER60 på en bærbar PC stasjonert i et kontrollrom på lekteren. Deponering av sedimentmasser foregikk via et rør på kortsiden av lekteren, ca. 30 meter diagonalt til venstre for svingeren (Figur 2). Ved hjelp av det stasjonære ekkoloddet ble det fra juli 2007-januar 2008 registrert akustisk data gjennom døgnet både med og uten forekomst av deponering. Tabell 1 gir en oversikt over ekkoloddets innstillinger.



**Figur 2.** Bilde av lekteren hvor ekkoloddets plassering er markert (omringet). Deponering av sedimentmasser foregikk gjennom et rør på kortsiden av lekteren, plassert ca. 30 meter diagonalt til venstre for svingeren.

**Tabell 1.** Innstillinger på SIMRAD EK-60

Parameter	Frekvens; 120 kHz	Måleenhet
Range	65	m
Ping intervall	0,5-1	s
3 dB strålebredde	7	°
Puls lengde	0,256	ms

Ekkoloddet ble kalibrert den 11.10.07 ved bruk av en kalibreringskule etter standard metode (Foote 1990).

## **Analysering av akustiske data**

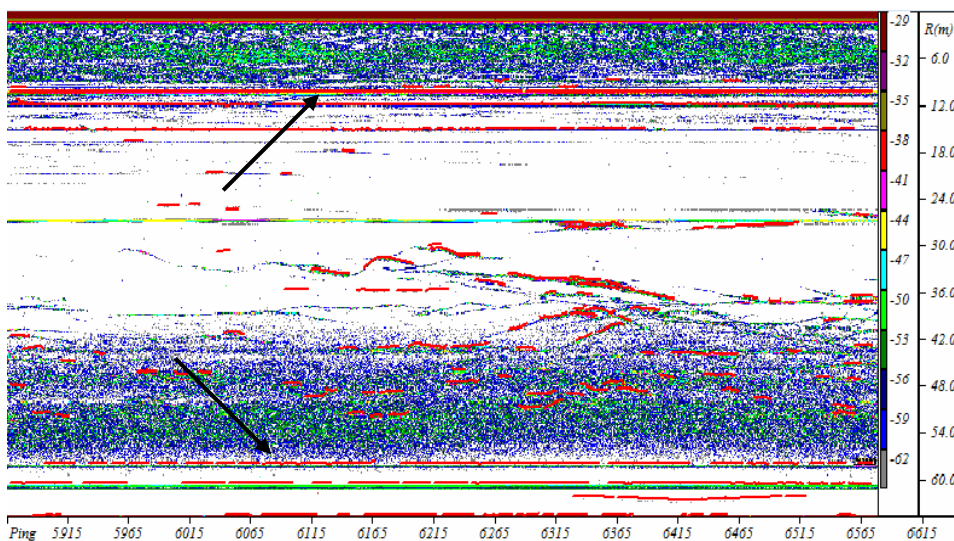
De akustiske dataene ble analysert i programvaren Sonar5 (versjon 5.9.8) (Balk og Lindem 2008). Ved hjelp av dette programmet ble organismers mengde, fordeling og døgnlig vertikalvandring analysert. Det ble også generert ekkogram for hele timer og hele døgn i Matlab stilt til rådighet av Anders Røstad. Det ble opprettet ekkogram over døgn der deponering *ikke* hadde forekommet, ett fra hver måned, (17.07.07, 11.08.07, 02.09.07, 07.10.07, 11.11.07, 16.12.07 og 06.01.08). Disse døgnene ble sammenlignet og brukt til videre analyse for target tracking og estimering av fisketetthet (se nedenfor). Det ble også opprettet ekkogram *med* forekomst av deponering. Slike målinger ble benyttet både for vurdering av hvordan deponering påvirket organismer i deponeringsbassenget, og for kvantifisering av sediment i vannsøylen. Sedimentmengde i vannsøylen ble beregnet fra 23.08.07, 04.09.07 og 05.09.07, krilltetthet før- og etter deponering ble estimert fra 07.08.07 og 03.09.07.

### ***Target tracking***

Split-beam ekkolodd gir data både om enkeltorganismers vertikale og horisontale plassering i ekkostrålen (Brede *et al.* 1990, Ehrenberg og Torkelson 1996). Når en enkeltorganisme beveger seg gjennom ekkostrålen blir deler av lydbølgene reflektert og sendt tilbake til svingeren. Denne mengden tilbakespredning blir definert som akustisk målstyrke (Target Strength) og kan brukes som et mål på størrelsen til enkeltorganismen. Ved bruk av target tracking (TT) i Sonar5 kan påfølgende ekko fra samme organisme kobles sammen. Ut fra et enkelt-track kan både den gjennomsnittlige akustisk målstyrken (TS) og svømmebane- og hastighet til en enkeltorganisme beregnes. I denne oppgaven benyttes TT for bestemmelse av målstyrke, og brukes som en indikasjon på hvilken type fisk som finnes under lekteren.

TT kan utføres både automatisk og manuelt. Ved automatisk TT er risikoen høy for at ekko fra ikke-levende materialer feilaktig blir regnet som enkeltmål (Figur 3), grunnet kraftig støy fra kabler og ledninger i deponiet ble derfor de akustiske dataene fra ekkoloddet på lekteren tracket manuelt. Ved manuell TT brukes musen til å markere et rektangel rundt ekko man regner med stammer fra en enkeltorganisme. I SED-ekkgogram (Single Echo Detection) fremstilles ekko fra enkeltorganismer innenfor tids- og dybdeintervall.

I programvaren er det mulig å justere Sv-tersklingen slik at svakere ekko fra små organismer, som f. eks krill, blir fjernet fra ekkogrammet. Datafiler fra døgn der det ikke forekom deponering ble tracket manuelt i et SED-ekkoogram. Det ble foretatt manuell TT både om natten og dagen for hvert av døgnene. Sv-tersklingen ble satt til -55 dB (ved -70 dB er ekko fra krill synlig) slik at kun fisk ble tracket. AMP-ekkoogrammet, som viser all registrert tilbakespredning, ble under TT-prosessen brukt til å dobbeltsjekke at ekkoene tilhørte samme enkeltorganisme.



**Figur 3.** Utskrift av et AMP-ekkoogram der automatisk TT er utført. De røde strekene markerer ekko som er akseptert som enkeltmål. De svarte pilene peker på ekko som kommer fra støykilder og det er tydelig at mesteparten av disse er blitt registret som enkeltorganismer.

Mesteparten av fisken samlet seg i fiskestimer på dagtid, av den grunn inneholdt mye av datamaterialet kompakte registreringer hvor det ikke var mulig å skille enkeltindivider fra hverandre. I disse tilfellene ble ekko fra enkeltfisk i utkanten av stimene analysert. En svakhet ved manuell TT er at denne metoden kan bli subjektiv ved at f. eks sterke ekko ubevisst kan bli favorisert framfor ekko med svake verdier. For at analysen skulle være mest mulig objektiv ble derfor alle potensielle enkeltmål innenfor et gitt tids- eller dybdeintervall valgt ut. Hvert enkelttrack ble lagret med informasjon om dato, tidspunkt, antall ekko, gjennomsnittlig TS og gjennomsnittlig avstand til svinger (dyp).

### ***Konvertering av lengdemålinger til TS***

Lengdemålene fra hvittingen som ble fanget i deponeringsområdet ble konvertert til TS ved hjelp av likningen  $TS = 20 \log \text{Lengde} + b$ , der b er en arts- og frekvens spesifikk empirisk konstant (MacLennan og Simmonds 2005). Dette ble gjort for å kunne sammenligne med TS-

verdier som ble målt for fisken i området. Det ble brukt en modell for generell torskefisk,  $TS = 20 \log \text{Lengde} - 67.4$  (Foote 1987). Denne er ikke optimal ettersom den er utarbeidet på grunnlag av 38 kHz, men jeg anser denne som best egnet da det ikke foreligger noen spesifikk verdi for hvitling ved 120 kHz.

### *Estimering av fisketetthet*

TS blir som nevnt målt i dB, som er et logaritmisk mål for andelen av inngående energi som blir reflektert av et enkeltmål. Den lineære ekvivalenten til TS, *tilbakespredningsareal på organismene*, måles i  $m^2$  og er gitt ved

$$\sigma_{bs} = 10^{(TS/10)}$$

For å estimere tetthet av krill og fisk, samt mengdebestemme sediment i vannsøylen, ble Sonar5 brukt til å integrere ekko. Ved å integrere alt ekko i vannsøylen kan man få et mål på den totale tilbakespredningen innen et gitt volum, *koeffisient for volum tilbakespredning* betegnes som  $s_v$  og er definert ved

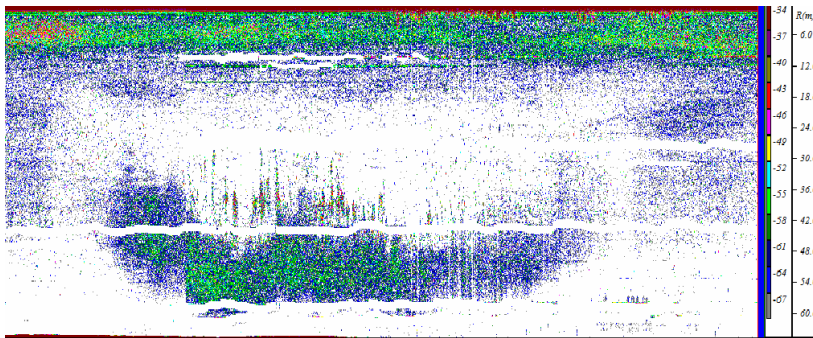
$$s_v = \Sigma \sigma_{bs} / V \text{ (MacLennan et al. 2002)}$$

der ekko fra alle enkeltmål innen et definert volum blir summert. Den logaritmiske ekvivalenten til  $s_v$ , *volum tilbakespredningsstyrke* ( $S_v$ ), måles i  $dB m^{-1}$  og er gitt ved

$$S_v = 10 \log_{10}(s_v)$$

### *Integrering og beregning av fisketetthet på deponeringsfrie døgn*

Hvert av de deponeringsfrie døgnene ble delt inn i 24 segmenter slik at gjennomsnittlig  $S_v$  for hver time i døgnet ble hentet ut. På grunn av generell støy de øverste meterne ble det integrert fra 5-63 meter i vannsøylen,  $S_v$ -tersklingen i AMP-ekkoogrammet ble satt til -70 dB. Ekko fra støykilder, f. eks kabler, ble i forkant av analysene fjernet. For å slette minst mulig ekko fra levende organismer, ble støyen kun fjernet i områder der den var mest fremtredende (se eksempel Figur 4). De blanke strekene i ekkogrammet bidro til at den totale mengden integrert ekko i noen områder ble underestimert, men i forhold til påvirkning av ekko fra ikke-levende materiale, anser jeg dette som et bedre alternativ.



**Figur 4.** Utskrift av AMP-ekkoogram fra 17.07.07 der ekko fra støykilder er blitt fjernet.

Dag og natt ble definert for hvert døgn ut fra tidspunkt for soloppgang og solnedgang,  $S_v$ -verdiene ble transformert til lineære verdier og gjennomsnittlig verdi for dag og natt ble beregnet. Tilsvarende ble TS-verdiene fra target trackingen konvertert til lineære verdier og fiskens gjennomsnittlige tilbakespredningsareal,  $\bar{\sigma}_{bs}$ , for dag og natt ble beregnet for hvert døgn:  $\bar{\sigma}_{bs} = (\sigma_1 + \sigma_2 + \dots + \sigma_N) / N$ .

For å beregne antall fisk per  $m^3$  ble gjennomsnittlig volum tilbakespredning,  $\bar{s}_v$ , dividert på gjennomsnittlig tilbakespredningsareal,  $\bar{\sigma}_{bs}$ , ( $S_v = \rho_v * \sigma_{bs}$ , der  $\rho_v$  = tettheten av organismer per  $m^3$ ) (Bodholdt 1990). Antall fisk per  $m^2$  ble så estimert ved å multiplisere med dypet som ble integrert (58 meter).

#### *Integrering og beregning av fisketetthet i andre områder av indre Oslofjord*

Det ble foretatt akustikksnitt på dagtid gjennom Bunnefjorden, fra Helvikbanken til Malmøykalven og ved Steilene med "Trygve Braarud" 18.01.08. De akustiske registreringene fra fartøyets ekkolodd i disse områdene ble integrert i Sonar5 og brukt som referansepunkter i forhold til lekteren. Dypet varierte på de ulike områdene, men i likhet med de foregående analysene ble de 5 øverste meterne av vannsøylen ikke integrert. Sv-tersklingen ble satt til -70 dB og hvert område ble under integreringen delt inn i segmenter tilsvarende én nautisk mil (1852 m). I utregning av fisketetthet ble den gjennomsnittlige "dagverdien" fra 06.01.08 satt inn som  $\bar{\sigma}_{bs}$ . Antagelsen om at størrelsesfordelingen til fisk under lekteren er lik størrelsesfordelingen til fisk i fjorden er ikke nødvendigvis korrekt, men jeg anser dette som den beste løsningen for en grov sammenligning mellom tettheten av fisk under lekteren med tettheten av fisk i fjorden for øvrig. Antall fisk per  $m^2$  ble også her estimert ved å multiplisere beregnet fisketetthet per  $m^3$  med antall meter av det integrerte dypet (Bunnefjorden = 150 meter, snitt fra Helvikbanken til Malmøykalven = 70 meter, Steilene = 100 meter).



### ***Estimering av sedimentmengde***

Det akustiske tilbakespredningsarealet til en partikkel er avhengig av tilbakesprederens relative størrelse i forhold til inntreffende bølgelengde, dette måles i produktet av  $ka$ , der  $k = 2\pi/\lambda$ , og  $a =$  partikkelradius [m],  $\lambda = c/f$ , der  $c$  er lyd hastigheten i vann [ $\text{m s}^{-1}$ ],  $c = 1500$ , og  $f$  er frekvensen til svingeren [Hz],  $f = 120000$ . Innenfor Rayleigh-området, hvor  $ka \ll 1$ , er det akustiske tilbakespredningsarealet mye mindre enn det geometriske fordi lydbølgene bøyes rundt partiklene (Medwin og Clay 1999). Det akustiske tilbakespredningsarealet til en kuleformet partikkel som faller innenfor Rayleigh-området kan beregnes ved (Rayleigh 1945):

$$\sigma_{bs} = 4\pi \vartheta k^4 a^6$$

Hvorav  $\vartheta$  er en parameter definert ved (Anderson 1950):

$$\vartheta = (e-1 / 3e)^2 + 1/3 (g-1 / 2g+1)^2$$

der  $e$  er raten av sandkorns elastisitet i forhold til vann,  $e = 39$ , og  $g$  er raten av sandkorns tetthet i forhold til vann,  $g = 2,65$  (Thorne og Meral 2008). Sedimentpartikler faller innenfor det nevnte Rayleigh-området ettersom størrelsen er langt mindre enn inntreffende bølgelengde. Det akustiske tilbakespredningsarealet øker her eksponentielt med økende størrelse (tilbakespredningen øker med radiusen opphøyd i 6.) (MacLennan og Simmonds 2005). Den estimerte tilbakespredningen til sedimentpartiklene vil av den grunn være sterkt avhengig av antatt partikkelstørrelse.

### ***Integrering og beregning av sedimentmengde på deponeringsdøgn***

Fra 23.08.07, 04.09.07 og 05.09.07 ble et tidsintervall på én time mens deponering foregikk integrert i Sonar5 (5-60 meter i vannsøylen). Timesintervallene ble integrert to ganger, én gang med en Sv-terskling på -70 dB, og én gang med en Sv-terskling på -55 dB. Sedimentpartikler innehar hovedsakelig en svakere TS enn fisk, ved en Sv-terskling på -55 dB blir derfor mesteparten av ekkoet fra sediment sortert vekk, og eventuell gjenværende tilbakespredning stammer fra fisk. For å sortere vekk mulig innvirkning fra fisk i analysen av mengde sediment, ble gjennomsnittlig Sv ved -70 dB subtrahert med verdien for -55 dB. Gjennomsnittlig totalt antall sedimentpartikler per  $\text{m}^3$  ble regnet ut på samme måte som ved utregning av antall fisk, i den anledning ble sedimentpartiklenes tilbakespredningsareal,  $\sigma_{bs}$ , kalkulert ved bruk av formelen ovenfor. I mangel på undersøkelser av sedimentet som

deponeres i dypvannsdeponiet, er det usikkert hvilken partikkelstørrelse dette sedimentet har. Tidligere kornfordelingsanalyser av sedimentmasser i indre Oslofjord har vist at mesteparten av massene består av leire med innslag av sand eller silt i et størrelsesområdet på en diameter mellom 2  $\mu\text{m}$ -60  $\mu\text{m}$  (Eek og Hauge 1999). Hoitink og Hoekstra (2005) undersøkte variasjon av partikkelstørrelse hos suspendert sediment i et miljø dominert av gjørme og mudder, diameteren på partikkelstørrelsene varierte mellom 3  $\mu\text{m}$ -55  $\mu\text{m}$ . Jeg valgte i første omgang å bruke en konstant partikkelradius på 20  $\mu\text{m}$  (en middelvei på grunnlag av nevnte studier). For å undersøke hvor stort effekt størrelsesparameteren hadde på resultatet av mengde estimert sediment, ble det i tillegg foretatt utregninger basert på en større partikkelradius (35  $\mu\text{m}$ ). Antall sandkorn ble deretter omgjort til mengde sedimentmasse,  $M$  [ $\text{kg m}^{-3}$ ], ( $M = V * \rho$ ), der  $V$  er volumet av en kule og  $\rho$  er tettheten til leire,  $\rho_{\text{leire}} = 2600$  [ $\text{kg m}^{-3}$ ].

### ***Integrering og beregning av krilltetthet før - og etter deponering***

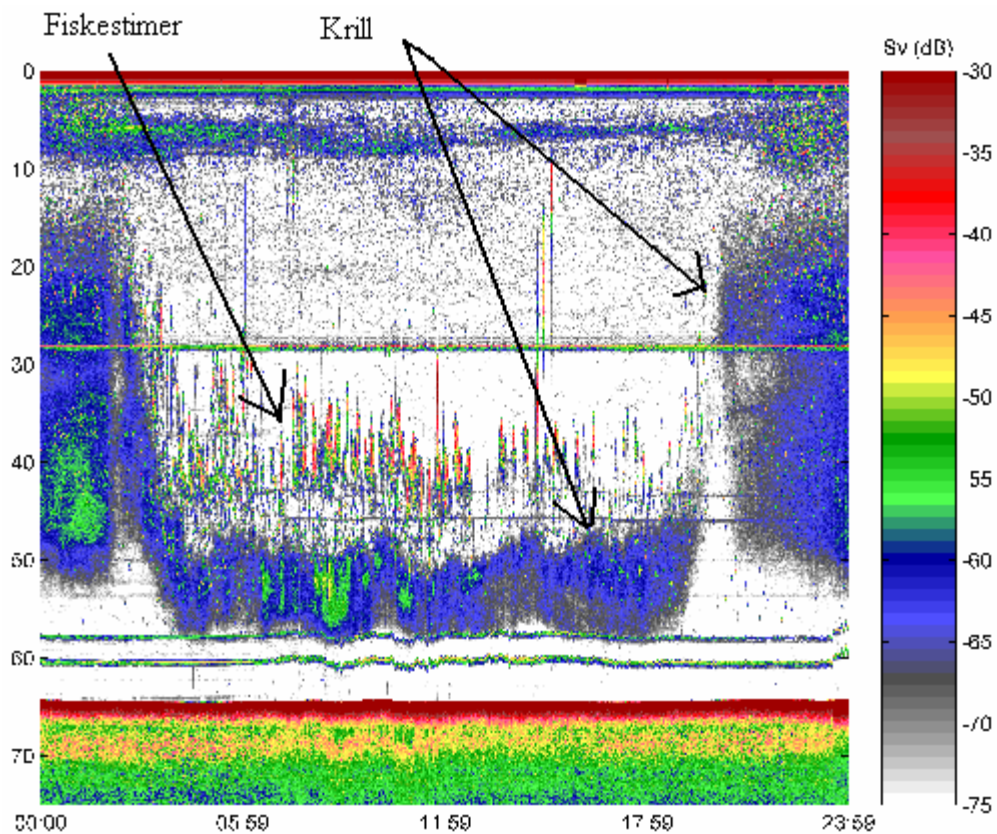
Fra 07.08.07 ble vannsøylen mellom 45-60 meter (det akustiske tilbakespredningslaget fra krill) integrert innenfor en tidsperiode på 2 timer rett før oppstart av deponering, og to timer rett etter avsluttet deponering. Vannsøylen ble delt inn i 15 lag slik at gjennomsnittlig  $S_v$  for hver meter ble tilgjengelig. Hvert tidsintervall ble delt inn i 5 segmenter. Det nevnte dybdeintervall ble integrert to ganger, én gang med en  $S_v$ -terskling på -70 dB, og én gang med en  $S_v$ -terskling på -55 dB. Ekko fra krill faller som nevnt bort ved en terskling på -55 dB. Gjennomsnittlig  $S_v$  ved -70 dB ble subtrahert med verdien ved -55 dB, det ble antatt at gjenstående  $S_v$ -verdi kun representerte ekko fra krill, og denne ble videre brukt til utregningen av krilltettheten. Krillens gjennomsnittlige tilbakespredningsareal,  $\overline{\sigma_{bs}}$ , ble beregnet ut fra en TS-verdi på -70 dB. Det ble ikke foretatt TT av krill, men ut fra tidligere studier anses denne verdien som representativ for krill i området (Klevjer og Kaartvedt 2006). Det ble i tillegg foretatt integrering av data fra 03.09.07. Her ble vannsøylen integrert fra 40-55 meter innenfor en tidsperiode på 1 ½ time før og 1 ½ etter første deponering. Samme metode som ovenfor ble fulgt, bortsett fra at verken dyp eller tid ble delt inn i segmenter under analysen.



## RESULTATER

### Akustiske registreringer av deponeringsfrie døgn fra juli 2007 til januar 2008

Både krill og fisk ble observert under lekteren gjennom hele perioden det ble foretatt akustiske registreringer (juli 2007 til januar 2008) (Figur 5 og 6). Det akustiske tilbakespredningslaget mellom 50-60 meter på dagtid (se eks. Figur 5) anses å bestå av krill. Dette på bakgrunn av tidligere studier i fjorden, samt fangst av krill ved bruk av en Isaacs Kidd planktontrål innenfor deponiområdet (se Materialer og metoder). Fordelingsmønster og atferd hos begge organismegruppene endret seg utover høsten.



**Figur 5.** Eksempel på ekkoregistreringer gjennom et helt døgn fra kl. 00:00-23:59 (12.08.07) ved 120 kHz. Skalaen til venstre viser dyp (m), tiden er angitt under bildet. De horisontale linjene ved ca. 30 og 60 meters dyp er ekko fra utstyr (kabler etc.) tilknyttet deponeringsaktiviteten. Sv-terskling på -75 dB.

### ***Fiskens fordelingsmønster og stimdynamikk gjennom perioden***

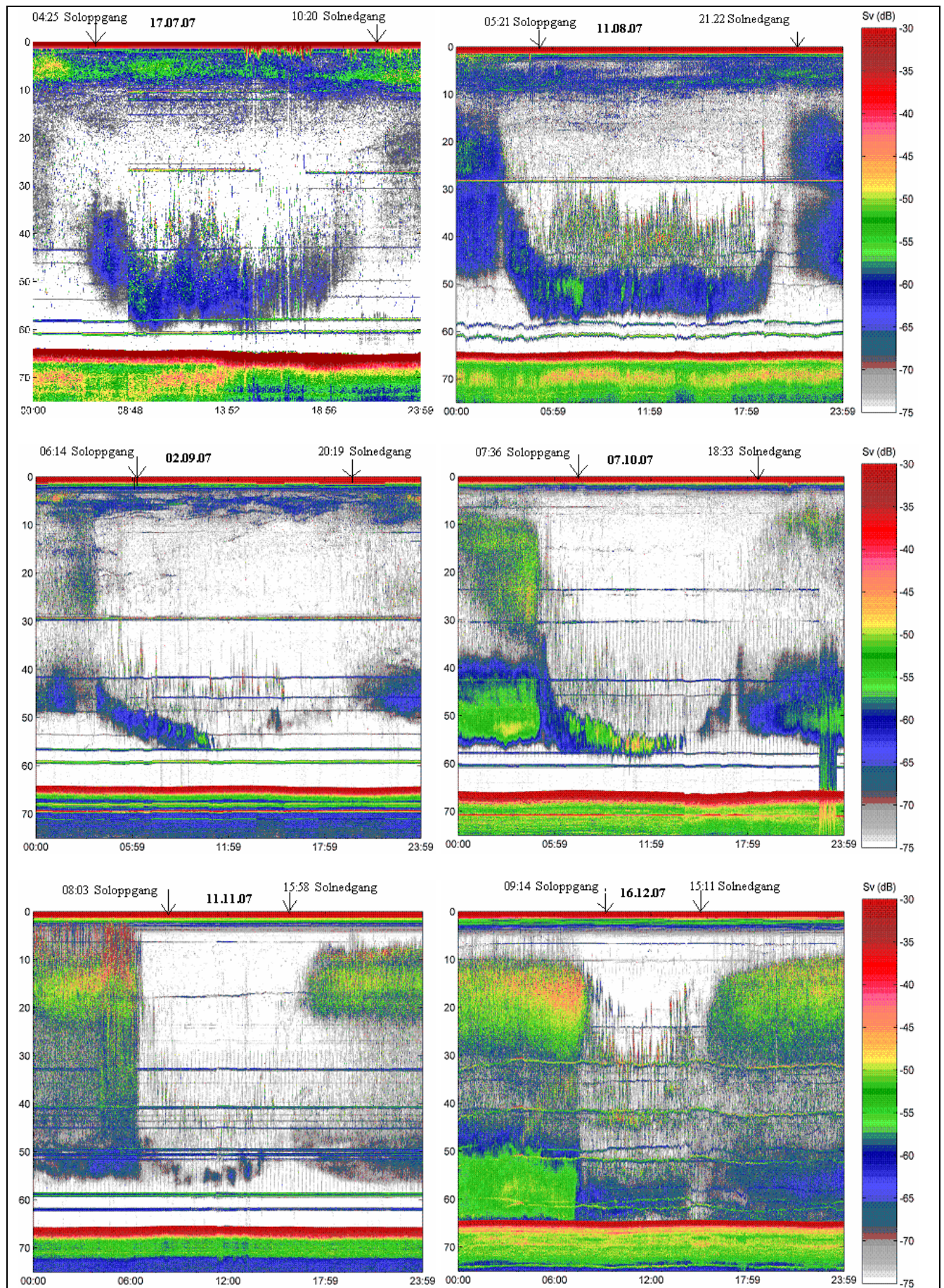
Resultatene er basert på kontinuerlige akustiske registreringer gjennom 7 måneder, og forholdene som blir beskrevet nedenfor er derfor representative for et langt større antall registreringer enn de eksempelvis døgnene det blir henvisning til i Figur 6.

Fisken ble på sommeren registrert spredt i vannsøylen om natten. Mesteparten svømte enkeltvis blant laget av krill mellom 10-50 meter, men før soloppgang beveget de seg lenger ned i vannsøylen samtidig som de dannet stimer. Stimene lå på dagtid over laget av krill på ca. 40 meters dyp (eks. Figur 5). Omtrent to timer før solnedgang løste stimene seg opp, fisken fulgte samme oppvandringsmønster som krillen og fordelte seg enkeltvis utover i øvre del av vannsøylen når mørket falt på. Fiskens tendens til å danne stimer på dagtid var synlig gjennom hele perioden (Figur 6).

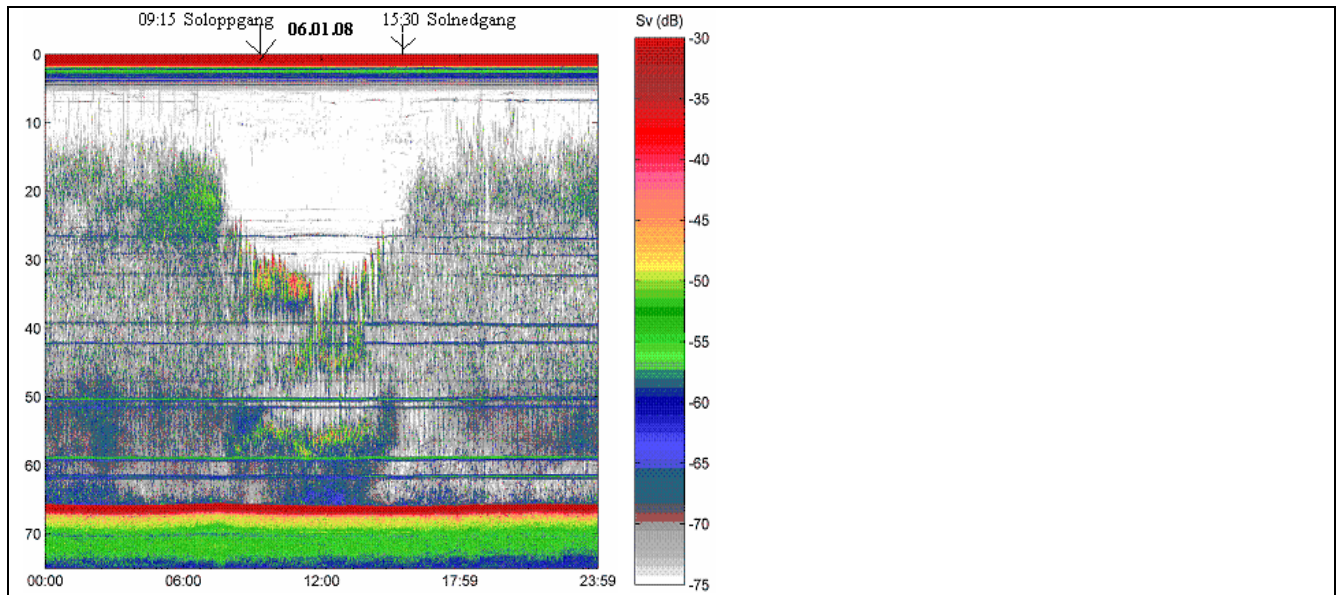
Utover høsten endret stimdynamikken seg. I tillegg til stiming på dagen, ble det fra september av observert store ansamlinger av fisk i øvre del av vannsøylen også etter solnedgang (Figur 6). Stimende fisk ble om natten registrert som et 20 meter tykt akustisk tilbakespredningslag med en nedre grense på 30 meters dyp. Det kompakte laget løste seg imidlertid opp når det lysnet og før soloppgang var øverste del av vannsøylen igjen fri for fisk.

I motsetning til tidligere på året, hvor mesteparten av fisken på dagtid dannet stimer på omtrent kun ett dyp, ble det i desember og januar observert fiskestimer på flere ulike dybdenivå i vannsøylen når solen var oppe. Fisk fra nedre del av vannsøylen vandret oppover og dannet små atskilte stimer både rett over laget av krill (50 meters dyp), og midt i vannsøylen rundt 40 meter. Det ble samtidig detektert stimer liggende over med grunneste dyp på 20 meter (Figur 6). På sommer- og høsthalvåret var det alltid en ”glippe” på 5 meter ned mot bunnen uten krill og fisk. Dette endret seg, og i desember og januar ble det gjennom hele døgnet registrert tilfeller av enkeltfisk som svømte langs bunnen (Figur 7).

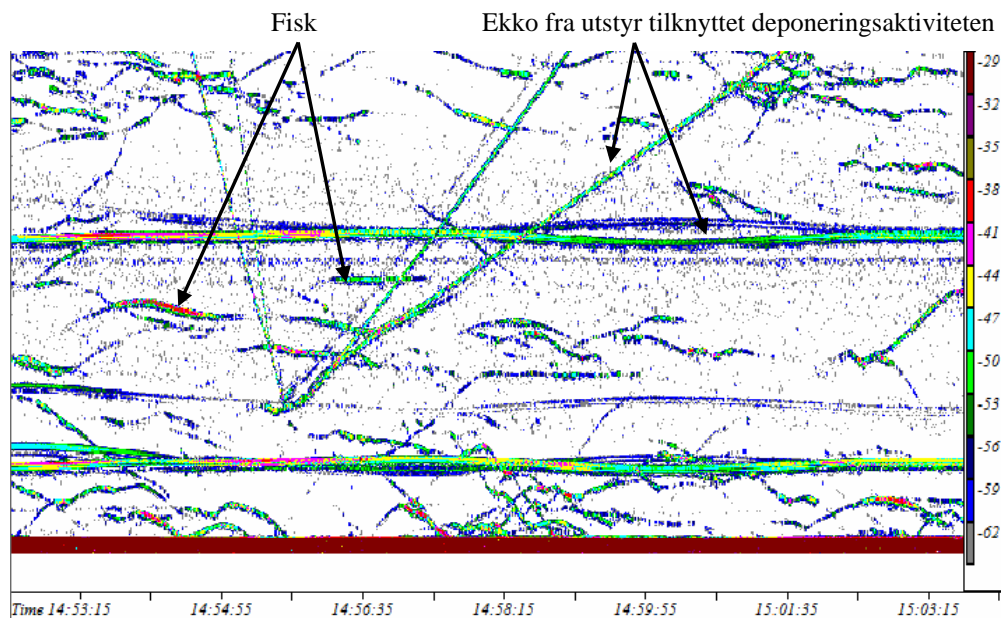








**Figur 6.** Ekkoregistreringer ved 120 kHz fra kl.00:00-23:59 av døgnene 17.07.07, 11.08.07, 02.09.07, 07.10.07, 11.11.07, 16.12.07 og 06.01.08. Skalaen til venstre viser dyp (m), tiden er angitt under bildet. Fiskestimer ligger over laget av krill på dagtid, fra september av er det registrert stimdannelse i øvre del av vannsøylen også om natten. Krill registreres spredt i vannsøylen om natten i sommermånedene, utover høsten er den vertikale døgnvandringen mindre synlig. De horisontale "linjene" (blå) som ligger spredt mellom 20-60 meter er ekko fra utstyr (kabler etc.) tilknyttet deponeringsaktiviteten. Med unntak av 07.10.07 er alle døgnene deponeringsfrie. Sv-terskling på -75 dB.



**Figur 7.** Ekkoregistreringer ved 120 kHz i en periode på 10 min fra 16.12.07 som viser nederste del av vannsøylen fra 45 meter og ned til bunnen (rød strek). Fisk oppholder seg i de nederste meterne rett over sedimentet. Sv-terskling på -60 dB.

### ***Krillens fordelingsmønster gjennom perioden***

På sommeren ble det observert en tydelig vertikal døgnavdring hos krillen i deponiet. Om natten var det et bredt lag av krill spredt mellom 15-50 meter i vannsøylen, i overkant av to timer før soloppgang begynte krillen å vandre nedover i vannmassene. Omtrent ved soloppgang befant mesteparten seg samlet i et lag på 50-60 meters dyp. Gjennom hele dagen holdt krillen seg relativt samlet innenfor dette dybdeintervallet før den ved skumring begynte å svømme oppover. Omtrent to timer senere, innen solnedgang, hadde krillen igjen spredt seg vertikalt utover i vannmassene og ble registrert som et bredt lag fra 15-50 meter i vannsøylen (Figur 5). Dette fordelingsmønstret ble observert hvert døgn gjennom hele juli og august.

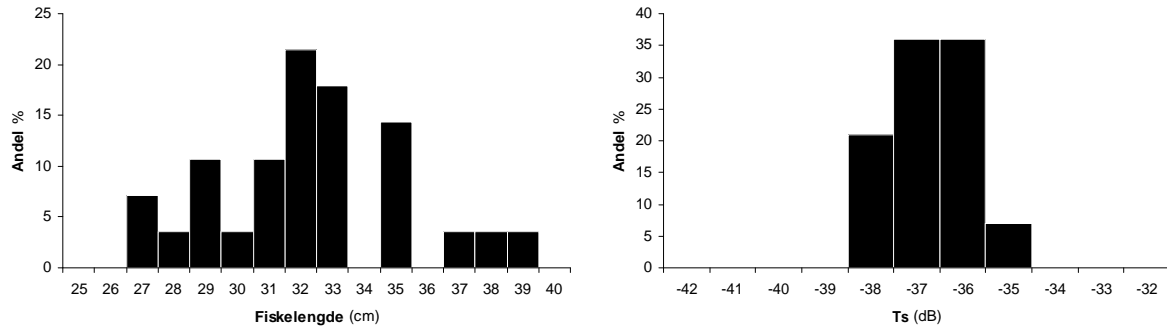
### ***Sesongendring hos krill***

Den vertikale døgnavdringen ble redusert utover høsten. Fra september av var det en klar endring i hvor høyt oppe i vannsøylen krill ble observert om natten. Mens krillen i juli og mesteparten av august oppholdt seg innenfor dybdeintervallet 15-50 meter i vannsøylen om natten, hadde den fra slutten av august trukket lenger ned i vannmassene og befant seg mellom 35-50 meter før soloppgang. Utover høsten ble den vertikale døgnavdringen mindre og mindre synlig, fra og med oktober holdt krillen seg i nedre del av vannsøylen gjennom hele døgnet. Høst og vinter var laget av krill fortsatt mer spredt i vannmassene om natten i forhold til på dagtid, men det ble sjelden observert grunnere enn opp til 40 meter i vannsøylen. I likhet med fisk ble det fra desember av registrert krill helt ned mot bunnen både natt og dag (Figur 6).

## **TS-fordelinger til fisk**

### ***Lengdefordeling og beregnet TS-fordeling av hvitting***

Den gjennomsnittlige lengden til hvittingene som ble fisket var 32,5 cm (standardavvik lik 2,93 cm). Lengdemålingene ble konvertert til teoretiske TS-verdier basert på TS/lengderelasjoner fra litteraturen, alle verdiene lå mellom -35 og -38 dB med topper på -37 og -36 dB (Figur 8).



**Figur 8.** Lengde- og TS-fordeling over fisket hvitting. Fiskelengder ble konvertert til TS basert på verdier i litteraturen, n = 27.

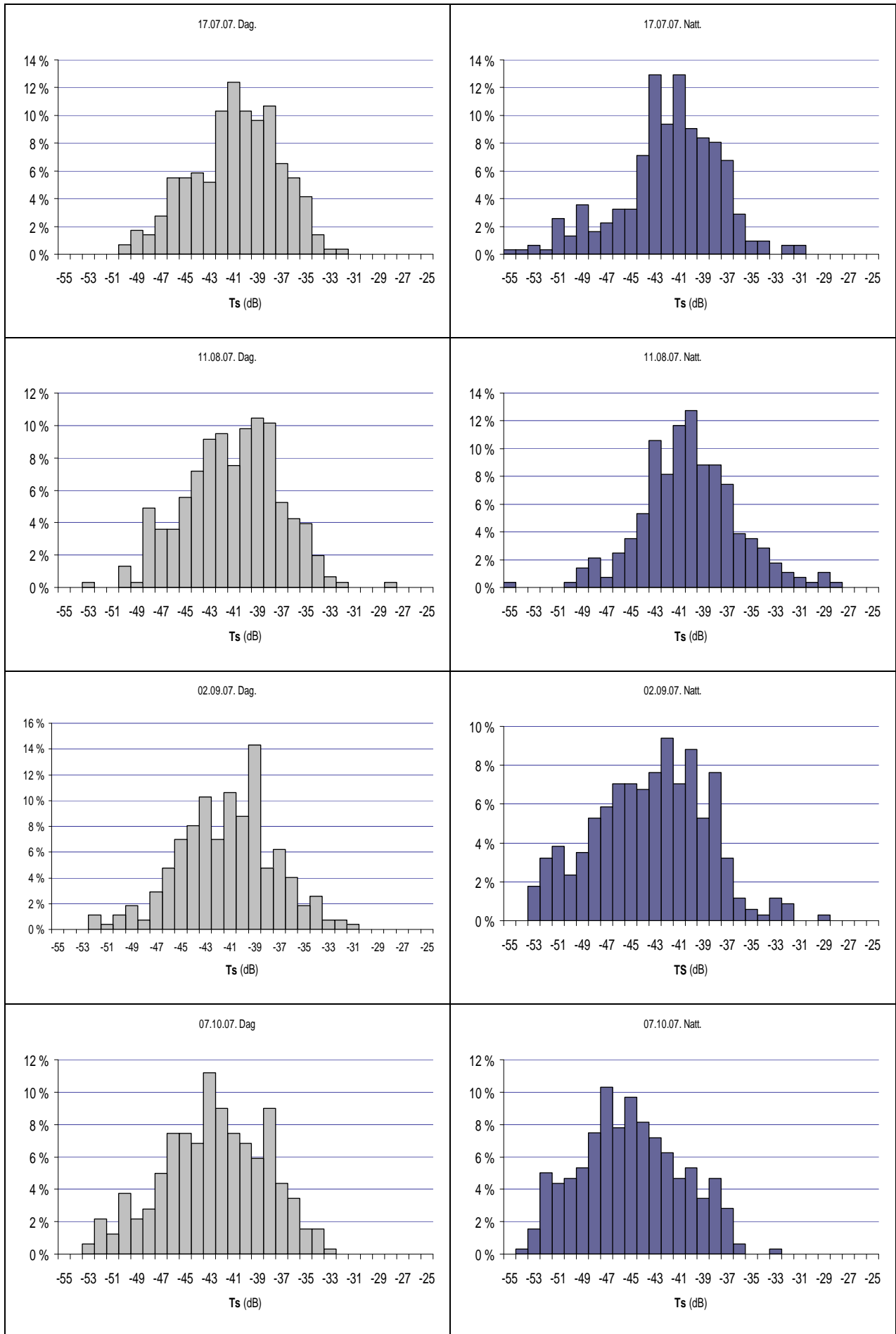
### *Empiriske TS-fordelinger dag og natt for deponeringsfrie døgn*

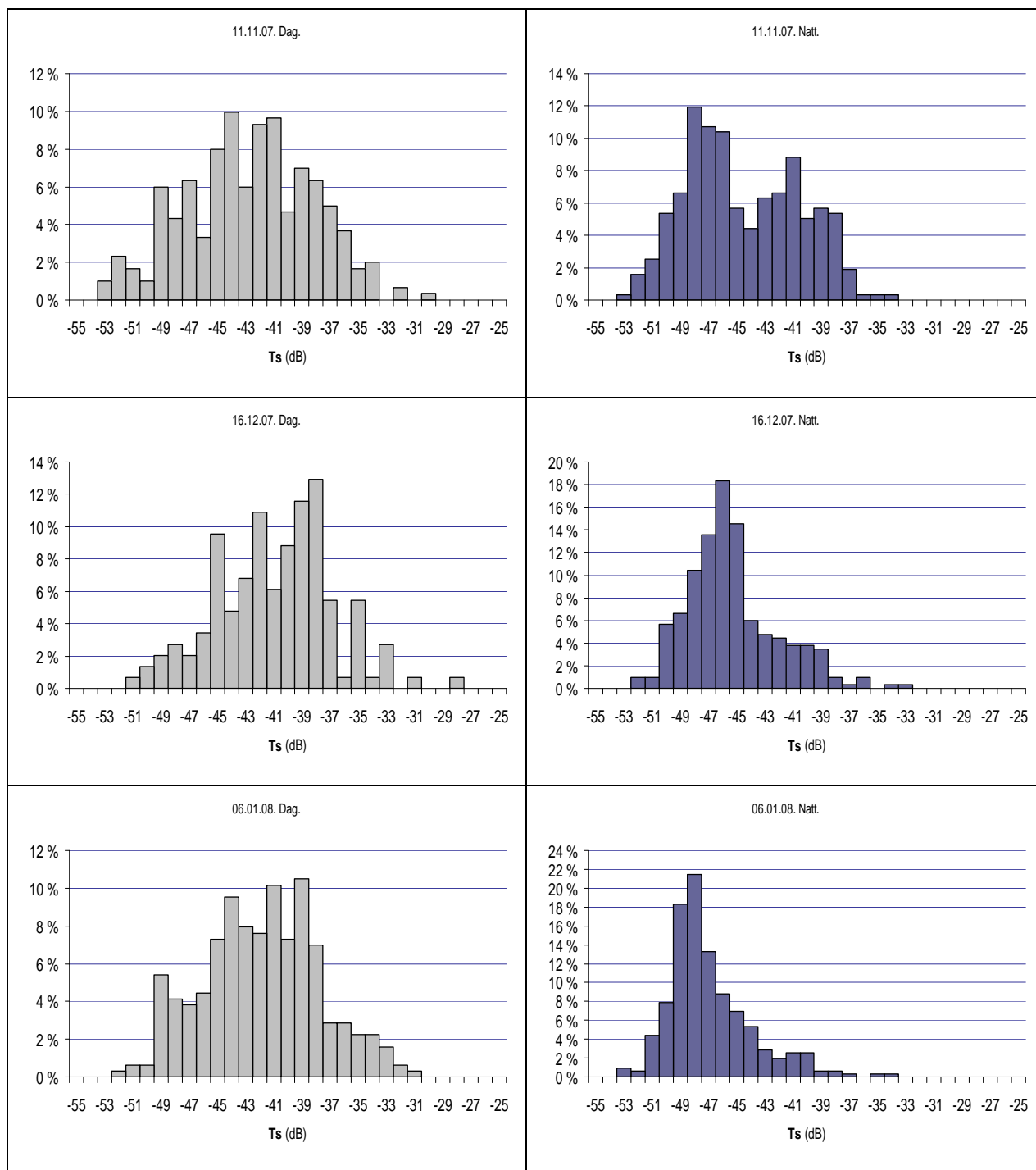
#### *TS-fordelinger dag*

Den gjennomsnittlige TS-verdien til individene varierte mellom -27 og -53 dB. Det relativt store spennet mellom maksimum- og minimumsverdi indikerer at dataene representerer forskjellige fiskearter. Fordelingene var gjennom hele perioden tilnærmet normalfordelt med topper liggende mellom -38 og -42 dB (Figur 9). Grunnet manglende trålemuligheter er det ikke mulig å relatere verdiene til spesifikke arter. Sammenlignet med de teoretiske verdiene for hvittingen som ble fisket på dagtid, lå de empiriske målingene i samme område, men med toppene ca. 3 dB lavere.

#### *TS-fordelinger natt*

I juli og august var det liten forskjell mellom TS om natten og om dagen. TS-verdiene i juli lå mellom -55 og -31 dB med to topper på -43 og -41 dB, fordelingen fra august hadde en topp på -40 dB (Figur 9). For å kunne registrere eventuelle ulikheter mellom fisk i stim om natten og fisk i stim om dagen ble kun øverste del av vannsøylen tracket om natten fra høsten av (se ovenfor for fiskens fordelingsmønster gjennom året). Fra og med september av økte andelen av svake TS-verdier hvilket bidro til at fordelingene ble forskjøvet mot venstre. Fordelingene fra 02.09.07 og 07.10.07 viste topper på henholdsvis -42 og -47 dB. Fordelingen fra 11.11.07 skilte seg ut fra de andre ved at den var bimodal med topper på -41 og -48 dB. I desember og januar var det en klar forskyvning mot venstre sammenlignet med TS-verdiene om dagen. Fordelingene hadde her klare topper på henholdsvis -46 og -48 dB (Figur 9), som tyder på at det da var kommet fisk som var mindre inn under lekteren.





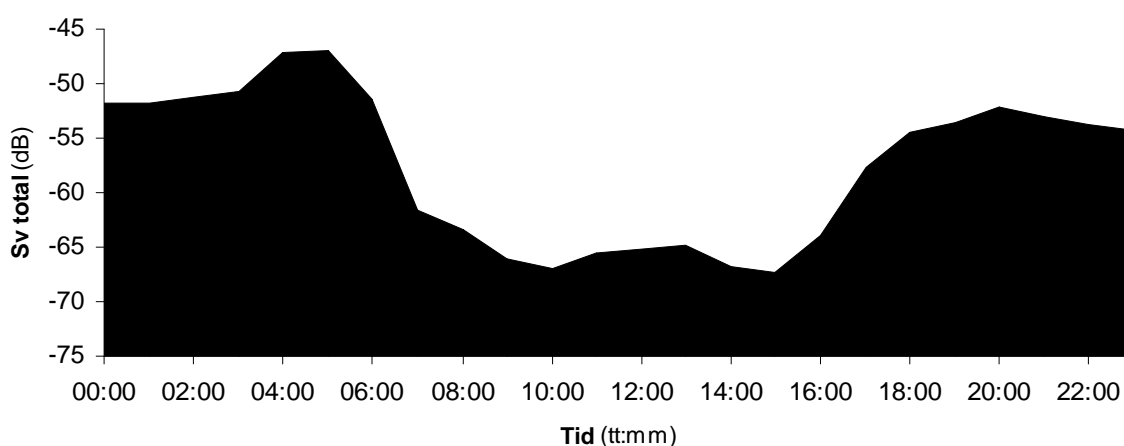
**Figur 9.** TS-fordelinger dag og natt for hvert av de deponeringsfrie døgnene målt ved 120 kHz (17.07.07, 11.08.07, 02.09.07, 07.10.07, 11.11.07, 16.12.07 og 06.01.08). Med unntak av døgnene i juli og august ble kun de øverste 31 meterne av vannsøylen tracket om natten. Alle fordelingene er basert på  $n = 300$ .



## Estimering av fisketetthet

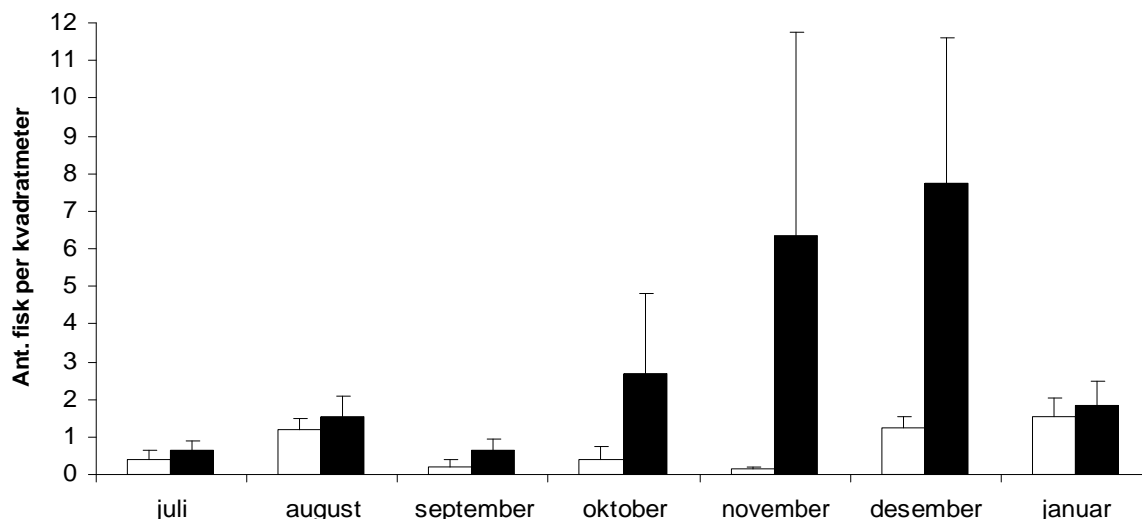
### *Tetthet av fisk under lekteren*

Den gjennomsnittlige tettheten av fisk per  $m^2$  per døgn ble beregnet ut fra verdier på total tilbakespredning i hvert døgn. Gjennomsnittlig total  $S_v$  ble kartlagt for hver time i hvert av de deponeringsfrie døgnene ved integrering av hele vannsøylen. Figur 10 viser eksempel på total tilbakespredning per time i døgnet 11.11.07.



**Figur 10.** Gjennomsnittlig total tilbakespredning ( $S_v$ ) ved 120 kHz for hver time med start fra kl.00:00 -23:00 i døgnet 11.11.07. Hele vannsøylen er integrert med en  $S_v$ -terskling på -70 dB.

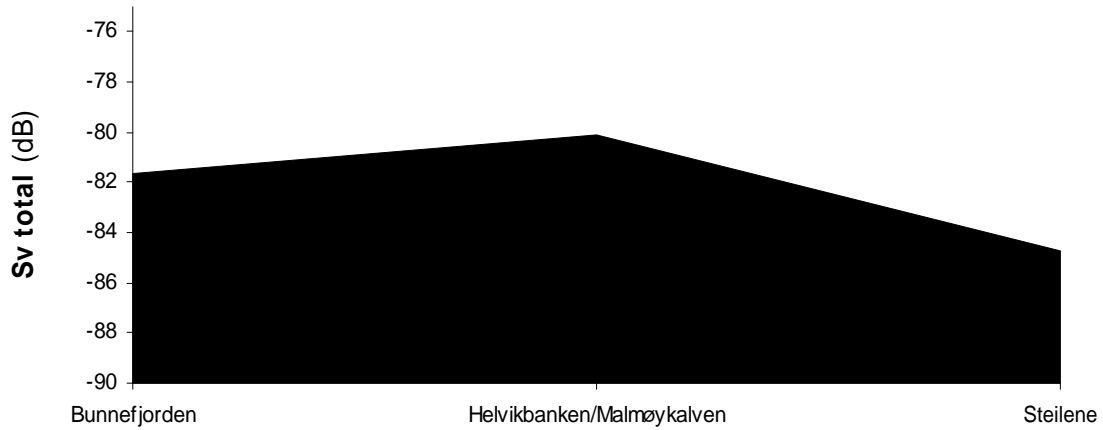
Gjennomsnittlig antall fisk per  $m^2$  varierte mellom 0,1 og 1,5 på dagtid, høyeste verdi ble målt i januar (Figur 11). Om natten varierte tettheten i større grad mellom hvert døgn, laveste verdi lå på 0,6 fisk per  $m^2$  i juli, mot over 7 per  $m^2$  i desember. For alle døgnene var tettheten høyest om natten, men verdiene for oktober, november og desember lå markant høyere enn resten. Variasjonen var dessuten størst innenfor disse verdiene (se standardavvik Figur 10). Størst forskjell mellom dag og natt var i døgnet fra november, gjennomsnittlig total  $S_v$  var her over 10 dB sterkere om natten enn om dagen (Figur 10). Gjennomsnittlig antall fisk per  $m^2$  var om natten ca. 6, sammenlignet med den beregnede tettheten på dagtid (0,1-0,2 fisk per  $m^2$ ); tilsvarer dette en tetthet som er tilnærmet 40 ganger høyere om natten.



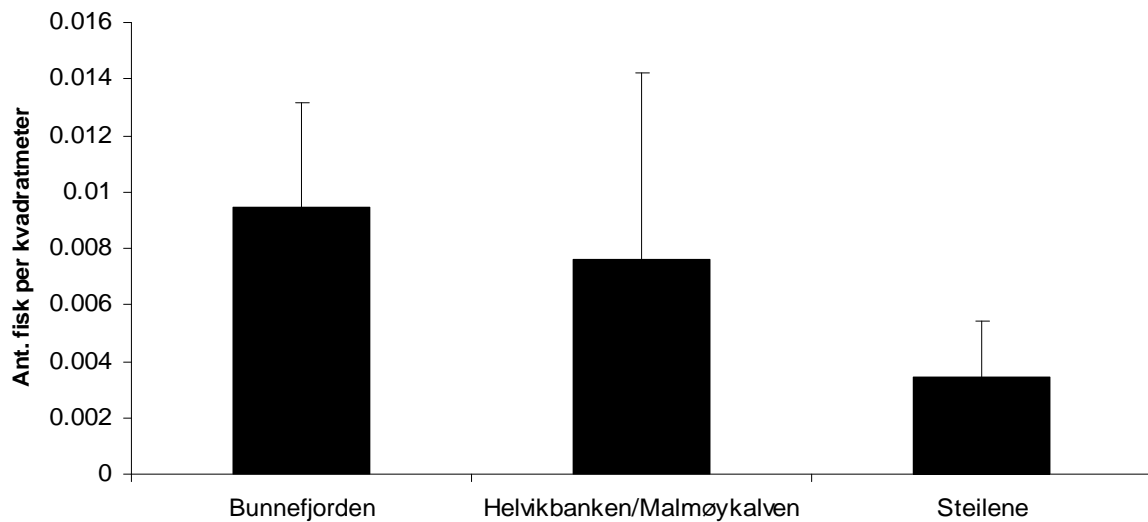
**Figur 11.** Gjennomsnittlig antall fisk per m<sup>2</sup> om dagen (hvit) og om natten (svart) plottet for hvert døgn. Antall fisk er beregnet ut fra gjennomsnittlig total tilbakespredning ( $S_v$ ) dag og natt for hvert døgn. Månedene på x-aksen representerer henholdsvis døgnene 17.07.07, 11.08.07, 02.09.07, 07.10.07, 11.11.07, 16.12.07 og 06.01.08. Standardavviket for hvert døgn er markert med svarte streker.

### *Tetthet av fisk i andre områder av indre Oslofjord*

Som referanse ble også ekkomengden i vannsøylen fra nærliggende områder i fjorden analysert (Bunnefjorden, snitt fra Helvikbanken til Malmøykalven, og Steilene), og gjennomsnittlig total tilbakespredning ( $S_v$ ) fra disse lokalitetene ble regnet om til fisketetthet per m<sup>2</sup> (Figur 12). Konsentrasjonen av fisk var svært mye lavere i disse områdene sammenlignet med tettheten av fisk under lekteren. I januar på dagtid var f. eks antall fisk per m<sup>2</sup> lik 1,5 under lekteren, tilsvarende måling fra 18.01.08 i Bunnefjorden ga en verdi på 0,01 fisk; tettheten var dermed over 150 ganger høyere under lekteren. Tettheten av fisk var omtrent lik i alle referanseområdene (Figur 13).



**Figur 12.** Gjennomsnittlig total tilbakespredning ( $S_v$ ) ved 120 kHz fra integrering av vannsøylen i Bunnefjorden, langs Helvikbanken til Malmøykalven og ved Steilene på dagtid 18.01.08. Hele vannsøylen er integrert med en  $S_v$ -terskling på -70 dB.



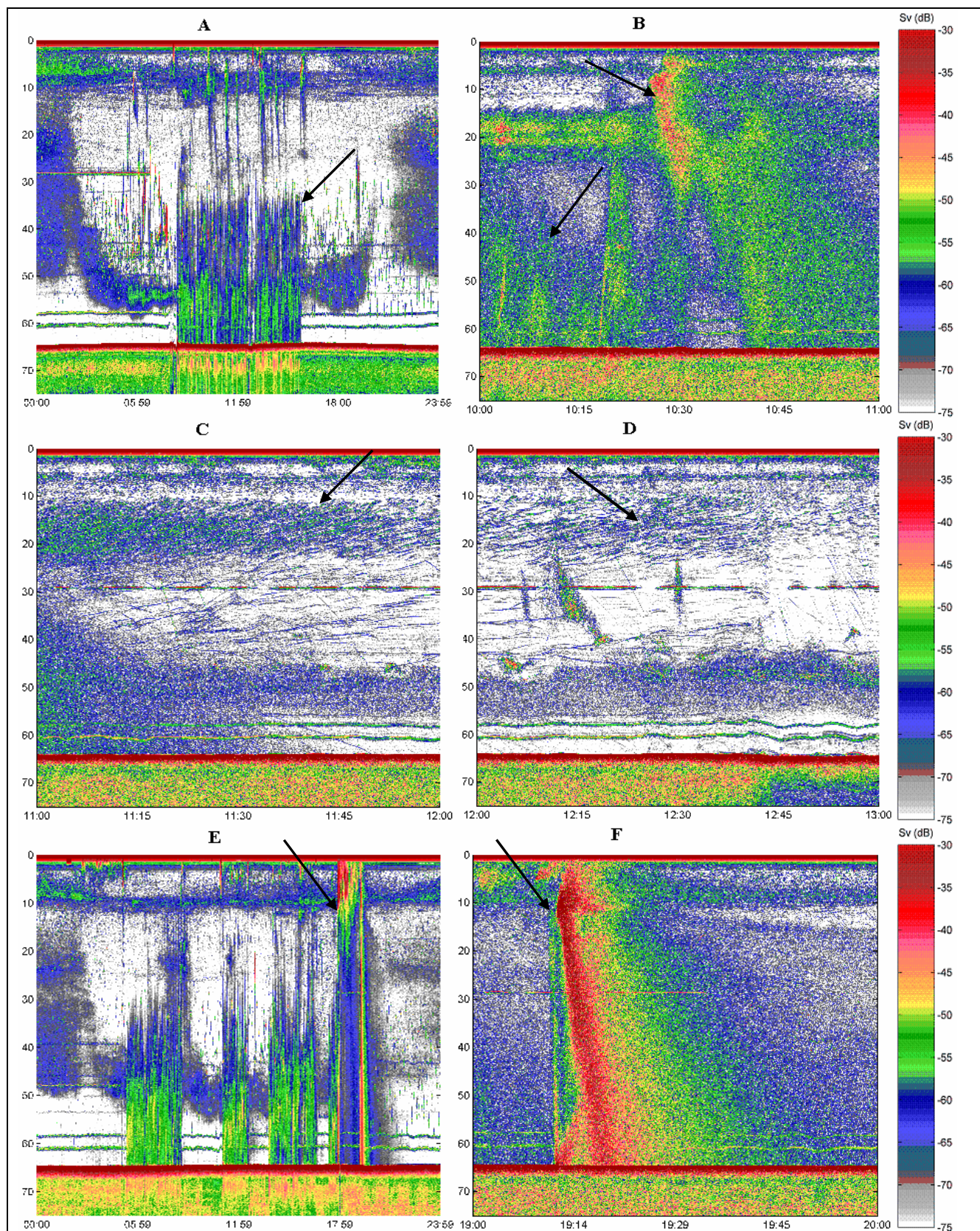
**Figur 13.** Gjennomsnittlig antall fisk per  $m^2$  om dagen fra 18.01.08 i Bunnefjorden, langs Helvikbanken til Malmøykalven, og ved Steilene. Antall fisk er beregnet ut fra gjennomsnittlig total tilbakespredning ( $S_v$ ) gjennom vannsøylen fra hvert område. Standardavvik er markert med svarte streker.

## Deponering

### *Akustisk registrering av sedimentpartikler i suspensjon*

Nedføring av sediment varte som regel et par timer og forekom ofte i flere omganger per dag. Suspenderte sedimentpartikler ble registrert akustisk og under hver deponering kunne sediment hovedsaklig ses som en sammenhengende akustisk "tilbakesprednings-strime" fra bunnen og opp til ca. 30 meter i vannsøylen (Figur 14A). Massene ble ført ned via et deponeringsrør og sedimentpartikler skulle primært ikke kunne påvises på dyp grunnere enn ca. 20 meter fra bunnen. Tilfeller av ureglementert deponering og søl fra overflaten ble imidlertid observert. På figur 14B er det sedimentpartikler i suspensjon gjennom hele vannsøylen og det er tydelig at det søles fra overflaten, eller at sedimentmasse lekkes ut fra deponeringsrøret på vei ned mot bunnen. Under slike situasjoner ble det ofte registrert sedimentpartikler i øverste del av vannsøylen etter endt deponering. Figur 14C og 14D viser eksempel på at sedimentpartikler flyter løst i vannmassene på 10-20 meters dybde henholdsvis én og to timer etter avsluttet nedføring. Flytende sedimentpartikler med langsom utsynking dannet mer "regelmessige" ekko enn levende organismer og kunne ses på ekkogrammene som jevne blå streker i forhold til krillen som dannet et blått sammenhengende lag lenger nede i vannsøylen (Figur 14D). Ved deponering fra overflaten ble sedimentpartikler observert som en kontinuerlig strime fra overflaten og ned til bunnen, noe som resulterte i tidsperioder der sediment utelukkende dominerte den akustiske tilbakespredningen i hele vannsøylen (Figur 14E og 14F). Ut fra den sterke rødfargen (høy Sv-verdi) på ekkogrammet i figur 14F, ble det her trolig dumpet stein fra overflaten. Store og tunge sedimentbiter synker raskt til bunns og kan derfor ses som en tilnærmet vertikal linje på ekkogrammet. Resuspensjon og oppvirvling av sedimentpartikler kan ses idet steinen traff bunnen (Figur 14F).





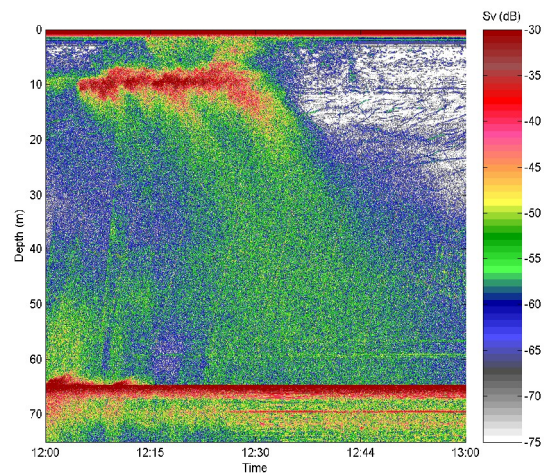
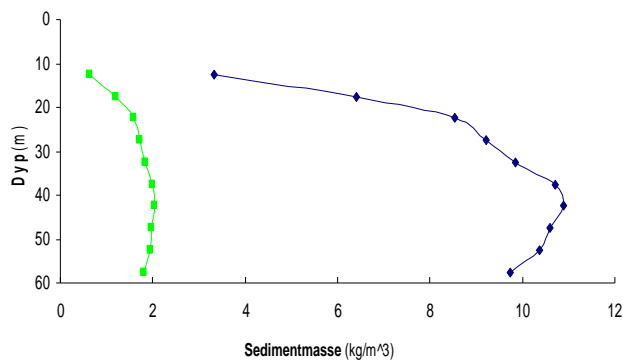
**Figur 14.** Ekkoregistreringer ved 120 kHz av dager der det deponeres sediment. Skalaen til venstre viser dyp (m), tiden er angitt under bildet. 14A: suspenderte sedimentpartikler registreres opp til 30 meter i vannsøylen, 14B: det deponeres i rør samtidig som det søles fra overflaten, 14C og 14D; ekkoregistreringer henholdsvis én og to timer etter endt deponering, sedimentpartikler flyter mellom 10-20 meter i vannsøylen, 14E: det deponeres fra overflaten, 14F: stein og tunge sedimentmasser dumpes fra overflaten.



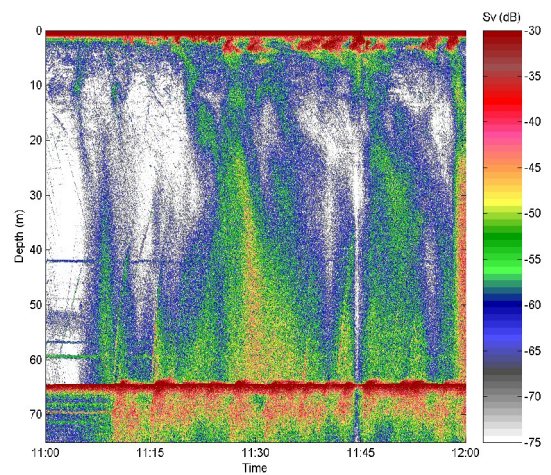
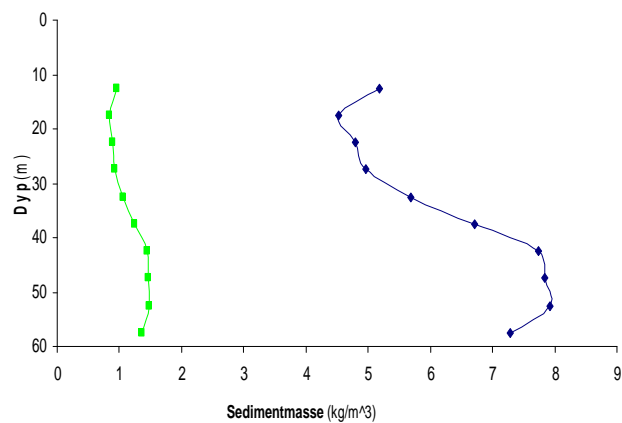
### ***Estimering av mengde sediment i vannsøylen***

Med utgangspunkt i en partikkelradius på 20  $\mu\text{m}$  varierte gjennomsnittlig beregnet sedimentmasse mellom ca. 0 og 10 kg per  $\text{m}^3$ . I alle tre tilfellene var mengden størst i den nederste halvdel av vannsøylen, maksimumsverdiene lå innenfor et dybdeintervall mellom 40 og 55 meter. (Figur 15). Søl fra overflaten den 23.08.07 og 04.09.07 bidro til at det var relativt høye verdier gjennom hele vannsøylen, beregnet mengde på 10 meters dyp lå på henholdsvis ca. 4 og 5 kg per  $\text{m}^3$  (Figur 15A og B). Den 05.09.07 økte sedimentmengden betraktelig fra 30 meters dyp og ned til ca. 10 meter over bunnen der estimert gjennomsnittsverdi basert på en partikkelradius på 20  $\mu\text{m}$  lå på overkant av 9 kg per  $\text{m}^3$ . Minimumsverdien (0,5 kg per  $\text{m}^3$ ) lå på 30 meters dyp og det er tydelig at sedimentmassene her hovedsaklig ble deponert via rør (Figur 15C). Noe lekkasje var imidlertid også tilfellet dette døgnet, pulser av suspenderte sedimentpartikler kan ses i øvre del av vannsøylen på ekkogrammet i Figur 15C, derav forhøyede verdier mellom 10-20 meter. Partikkelstørrelsen (radiusen til sedimentpartiklene) har stor betydning for hvilket utfall man får ved utregningen av sedimentmasse. Dersom radiusen blir antatt å være 15  $\mu\text{m}$  større, gir dette en betydelig reduksjon i estimert mengde sediment. Med en partikkelradius på 35  $\mu\text{m}$  ble maksimumsverdien endret fra ca. 10 kg til 2 kg per  $\text{m}^3$ , altså et estimat som ligger 5 ganger lavere (Figur 15).

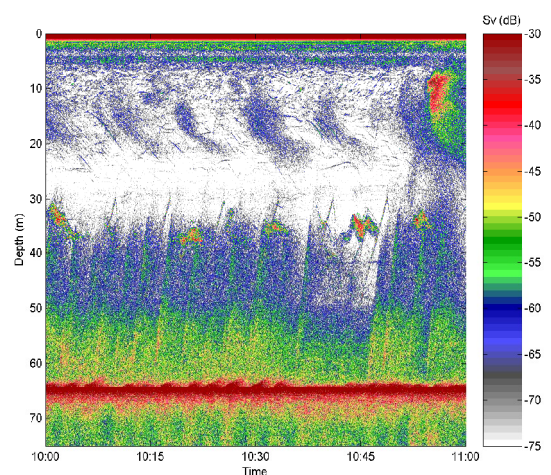
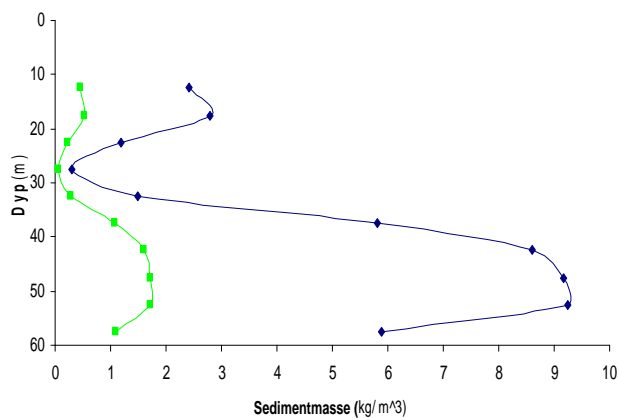
### A) 23.08.07



### B) 04.09.07



### C) 05.09.07

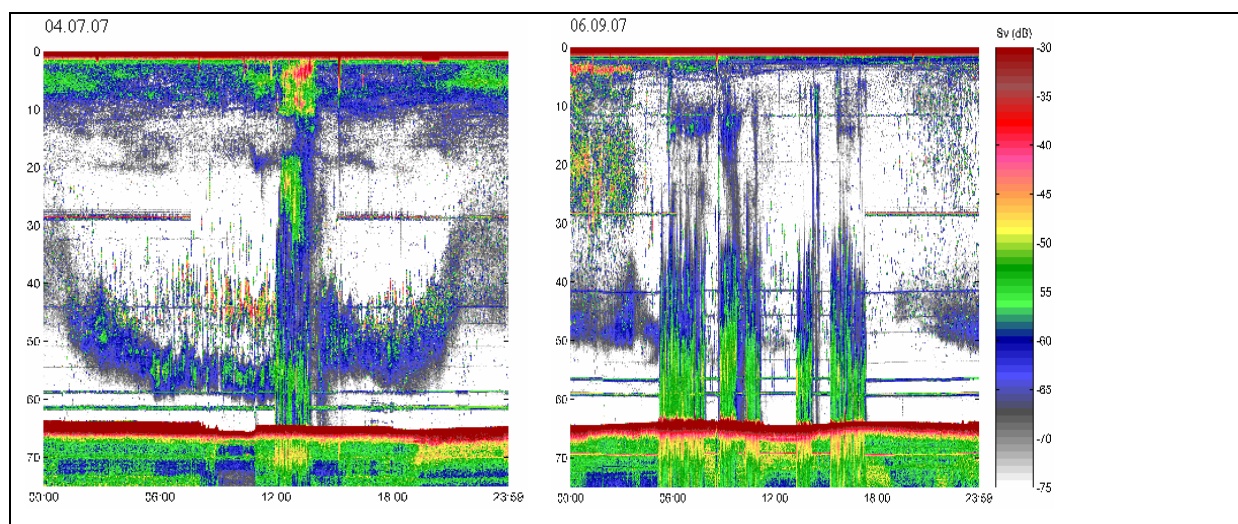


**Figur 15.** Til venstre: Beregnet gjennomsnittlig mengde sedimentmasse [ $\text{kg m}^{-3}$ ] i vannsøylen innenfor et tidsintervall på én time basert på en partikkelradius på henholdsvis 20  $\mu\text{m}$  (blå) og 35  $\mu\text{m}$  (grønn). Til høyre: ekkoregistreringer ved 120 kHz som tilsvarer de akustiske registreringene estimeringen av gjennomsnittlig sedimentmengde ble basert på.

## Biologiske responser på deponering

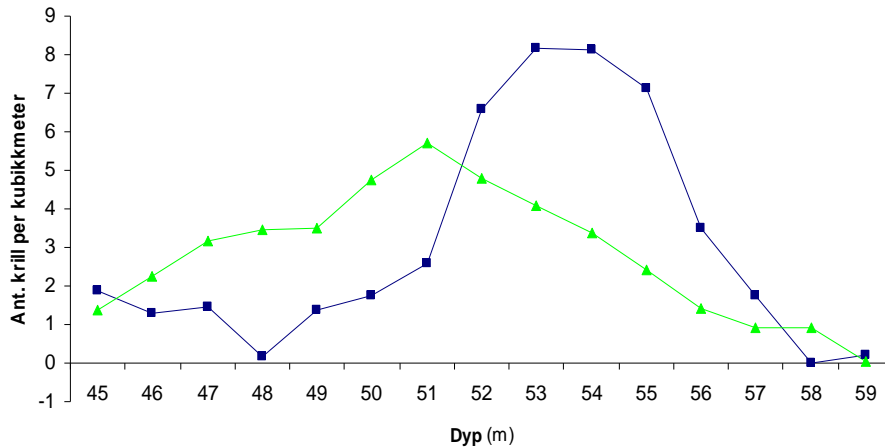
### *Krill*

På døgn der det ikke forekom deponering (Figur 6) oppholdt laget av krill seg relativt konsentrert innenfor samme dybdeintervall gjennom hele dagen. På dager med deponering virket det imidlertid ofte som om laget av krill hadde spredt seg utover og beveget seg lenger opp i vannsøylen etter avsluttet nedføring (Figur 14A og Figur 16). Resultater fra integrering av vannsøylen den 07.08.07 viste at mesteparten av krillen, før oppstart av deponering, var konsentrert mellom 51-56 meter med rundt 8 krill per m<sup>3</sup> (Figur 17). Innen dybdeintervallet 45-50 meter var det i overkant av 1 krill per m<sup>3</sup>. Etter at nedføringen av sediment ble avsluttet befant det seg det flest krill på 51 meters dyp (ca. 6 krill per m<sup>3</sup>). Fordelingen var jevnere etter deponering, samtidig var det færre individer per m<sup>3</sup> i nederste del av dybdeintervallet enn det som var tilfelle før deponering (Figur 17).



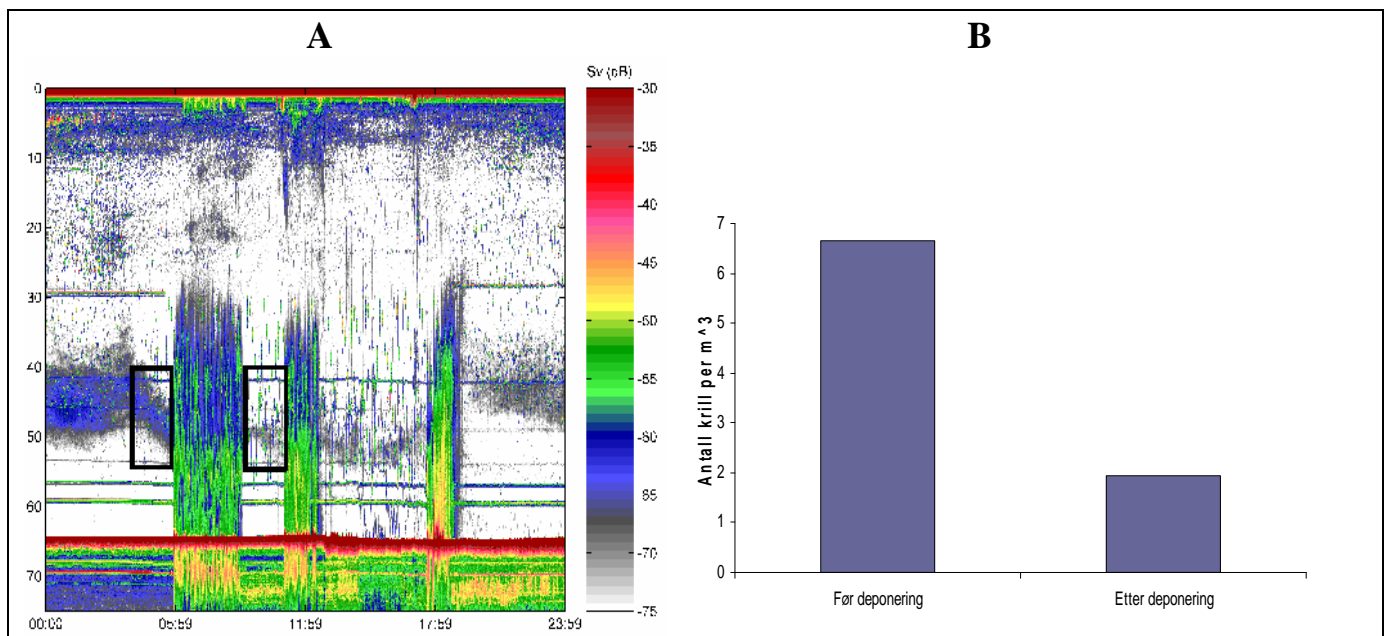
**Figur 16.** Ekkoregistreringer ved 120 kHz fra kl.00:00-23.59 av døgnene 04.07.07 og 06.09.07. Skalaen til venstre viser dyp (m), tiden er angitt under bildet. Laget av krill er mer spredt og høyere oppe i vannsøylen etter deponering. Det er en tydelig redusert mengde etter deponering 06.09.07.





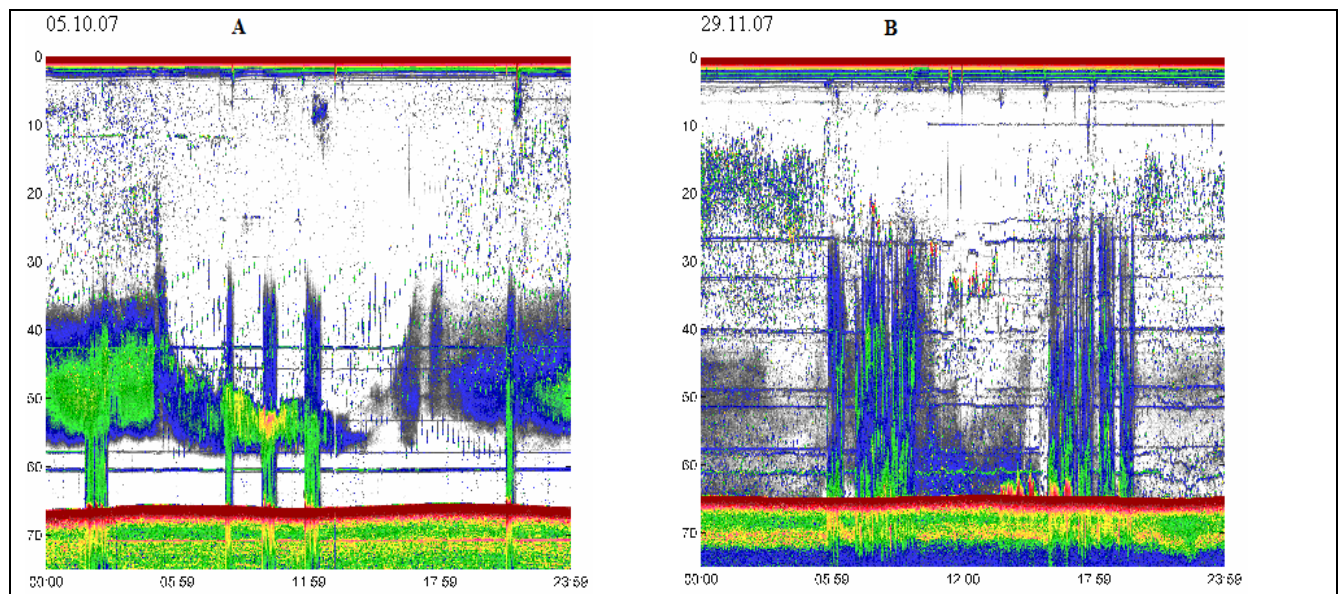
**Figur 17.** Gjennomsnittlig antall krill per m<sup>3</sup> for hver meter fra 45-59 meter i vannsøylen i et tidsrom på to timer før deponering og to timer etter. Blå og grønn linje representerer henholdsvis før og etter deponering.

I tillegg til at krill-laget spredte seg utover og beveget seg høyere opp i vannsøylen, ble det også registrert tilfeller av redusert mengde krill etter at deponering hadde funnet sted. Den 03.09.07 var det akustiske tilbakespredningslaget fra krill tydelig svakere i timene etter deponering sammenlignet med timene før (Figur 18A). Gjennomsnittlig  $S_v$ -verdi mellom 40-55 meter i vannsøylen var -67 dB 1½ time før deponering og -72 dB 1½ time etter deponering. Dette tilsvarer en tetthet på henholdsvis ca. 7 krill per m<sup>3</sup> og 2 krill per m<sup>3</sup> (Figur 18B).



**Figur 18.** A: ekkoregistreringer ved 120kHz fra kl.00:00-23:59 fra 03.09.07. Skalaen til venstre viser dyp (m), tiden er angitt under bildet. Laget av krill er svakere etter deponering sammenlignet med før deponering. De svarte rutene markerer området som ble integrert i Sonar5. B: gjennomsnittlig antall krill per m<sup>3</sup> mellom 40-55 meter i vannsøylen 1½ time før og 1½ time etter deponering.

Utregningene og ekkogrammene ovenfor illustrerer en tendens som var synlig på de fleste deponeringsdøgnene. Men det ble også registrert unntak der både krillens fordeling og mengde virket uforandret etter nedføring av sediment (Figur 19A). Fra slutten av november av ble dessuten krill registrert helt nede ved bunnen, også etter forekomst av deponeringer (Figur 19B).

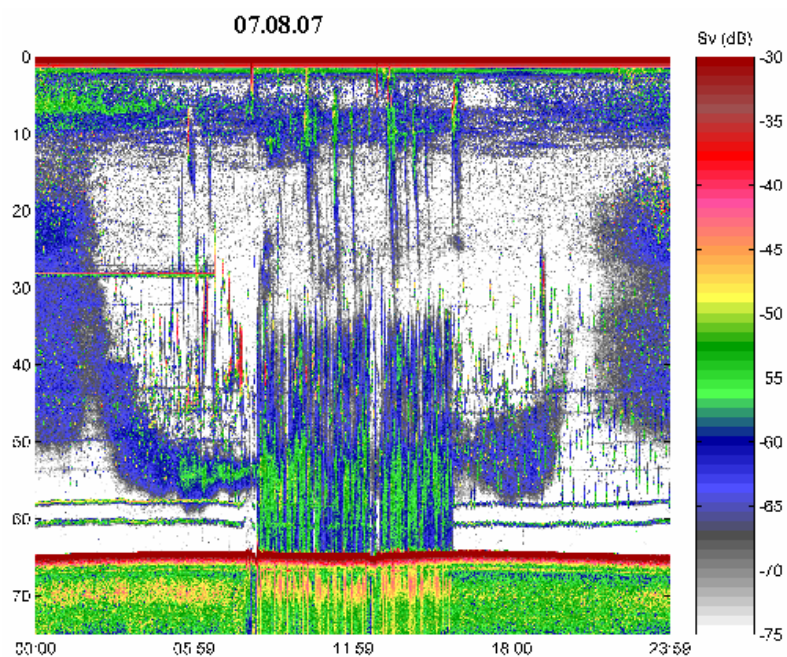
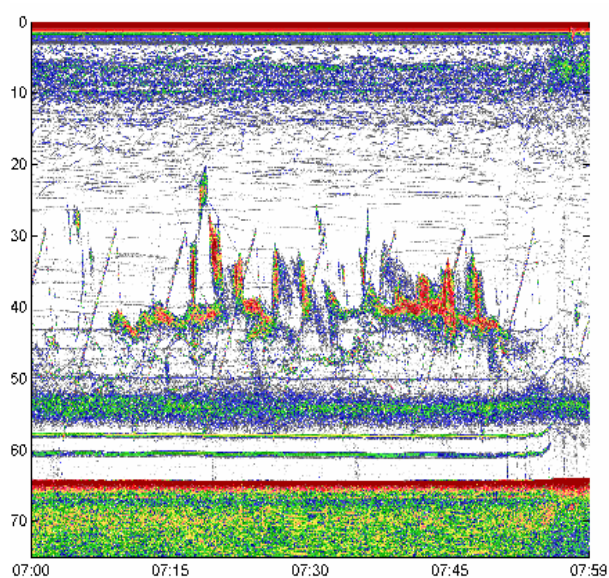
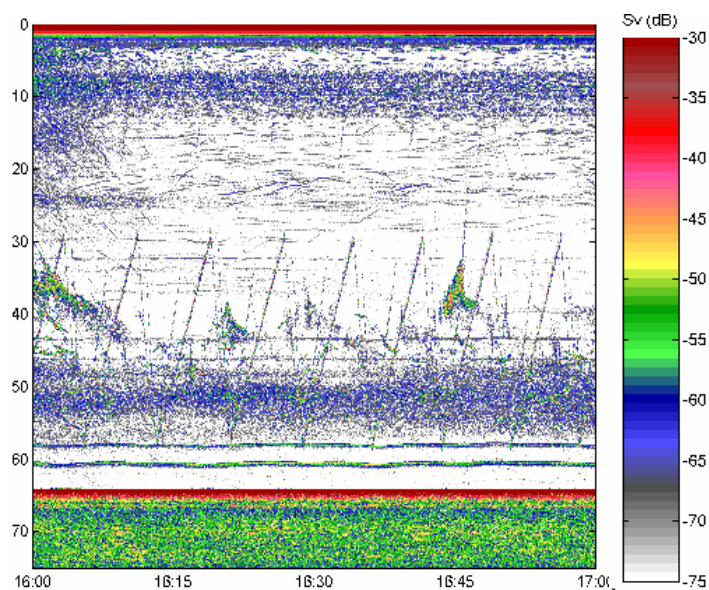


**Figur 19.** Ekkoregistreringer ved 120 kHz fra kl.00.00-23.59 av døgnene 05.10.07 og 29.11.07. Skalaen til venstre viser dyp (m), tiden er angitt under bildet. A: Laget av krill virker uforandret gjennom døgnet. B: Krill registreres helt nede mot bunnen også etter deponering. Sv-terskling på -75 dB.

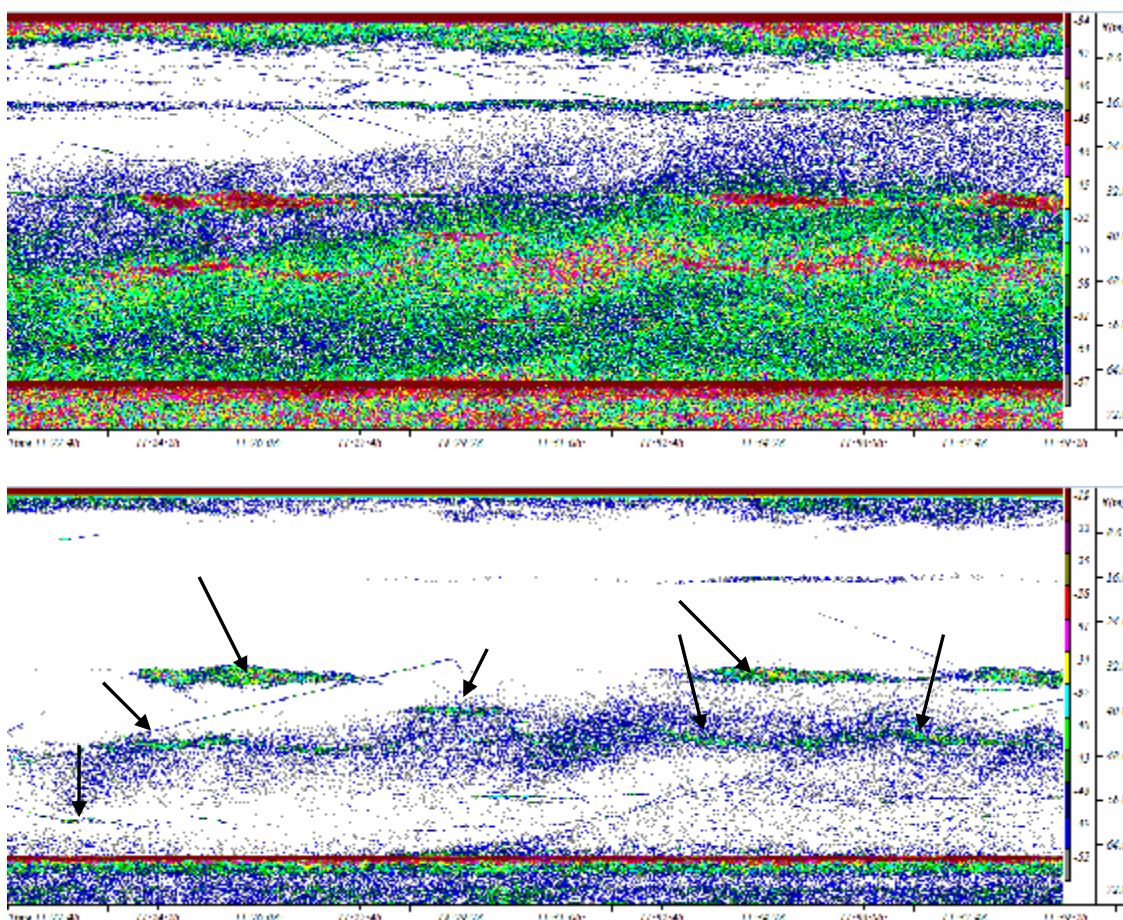
### ***Fisk***

Tilstedeværelse av fisk under deponering varierte i mye større grad enn tilfellet var for krill. Enkelte døgn var det svært mye fisk til stede, andre dager ikke. På døgn uten nedføring av sediment holdt fisken seg generelt i stimer over krillen, ved deponering ble det enkelte ganger registrert en reduksjon av antall stimer etter avsluttet nedføring (Figur 20). Det virket derfor som om fisken i noen tilfeller ble skremt og svømte vekk fra lekteren når det ble tilført sediment. Dette så imidlertid ikke ut til å være et vedvarende og konsistent mønster ettersom en endring av akustisk tilbakespredning tilknyttet fisk før- og etter deponering var lite synlig andre døgn. I ekkoregistreringene på Figur 21 f. eks er det, til tross for tilførsel av sediment, samtidig registrert stimer av fisk i nedre del av vannsøylen. En del fisk oppholdt seg dessuten kontinuerlig blant bunnsedimentet fra desember av både under og etter deponering og viste lite tegn til flukt.



**A****B****C**

**Figur 20.** Ekkoregistreringer ved 120 kHz. Skalaen til venstre viser dyp (m), tiden er angitt under bildet. A: akustiske registreringer fra kl.00:00-23:59 av døgnet 07.08.07, det deponeres sammenhengende midt på dagen. B: times-ekkoogram fra døgnet 07.08.07(A) fra kl.07:00-08:00 i timen før oppstart av deponering. Flere fiskestimer ligger over krill-laget. C: times-ekkoogram fra døgnet 07.08.07(A) fra kl. 16:00-17:00 i timen etter avsluttet deponering. Antall fiskestimer er redusert sammenlignet med før deponering.



**Figur 21.** Ekkoregistreringer ved 120 kHz i en periode på 15 min fra døgnet 10.01.08 under deponering, hele vannsøylen vises. Øverst: Sv-terskling på -70 dB, sediment registreres fra bunnen og opp til 30 meter og fiskestimer er til stede. Nederst: Ekkoregistreringer fra samme tidspunkt som over, men med en Sv-terskling på -55 dB, mesteparten av ekko fra sediment er fjernet. Ekko fra fiskestimer er fortsatt synlig, tilfelle av enkeltfisk mot bunnen til venstre i bildet.

## DISKUSJON

Denne undersøkelsen har påvist både krill og fisk i deponiområdet gjennom hele studieperioden (juli 2007-januar 2008). Sammenlignet med mengde fisk andre steder i indre Oslofjord, var det en svært høy tetthet av fisk under lekteren, med høyest konsentrasjoner om natten. Krillen endret atferdsmønster utover høsten ved at den sluttet med vertikal døgnavdring. Samtidig ble registreringene av fisk endret ved at det fra september av ble registrert stimende fisk i øvre lag om natten. Suspenderte sedimentpartikler ble registrert akustisk under deponering, og også lekkasje av sedimentmasser fra rør og ureglementert dumping fra overflaten ble detektert. Det var en tendens til endret mengde- og vertikalfordeling hos krill etter forekomst av deponering, reaksjonen hos fisk ved nedføring av sediment var derimot varierende.

### **Fisk**

#### ***Mengde fisk under lekteren***

Resultatene viste at det var en svært høy tetthet av fisk under lekteren sammenlignet med tetthet av fisk andre steder i fjorden. Dette står i kontrast til hva man antok ville være tilfellet ved valg av dette området som deponeringsbasseng, der lite fisk som følge av lave oksygenverdier, ble trukket fram som et viktig kriterium for egnethet av denne lokaliteten (Oslo havnevesen 2001). En av årsakene til den kunstig høye konsentrasjon av fisk er at lekteren trolig har fungert som en såkalt FAD (Fish-Aggregation-Device). At fisk har en tendens til å samle seg rundt flytende objekter er et kjent faktum (Greenblatt 1979, Kingsford 1993). Hva som forårsaker akkumuleringen av fisk er imidlertid uvisst. Det har vært foreslått at en av hovedårsakene bak fenomenet er at juvenile og planktivore fisk bruker objektene som et slags skjulested mot predatorer (Clarke og Aeby 1998). En akkumulering av småfisk fører på sin side igjen til at tilgangen på potensielle byttedyr for større fisk øker, Castro *et al.* (1999) og Deudero (2001) fant av den grunn at også piscivore fisk ble tiltrukket av FADs. Den høye konsentrasjonen av fisk i deponeringsområdet kan derfor muligens forklares ved at lekteren gir tilgang på både skjul og mat for ulike fiskekomponenter.

Effekten av FAD kom tydelig fram når mengden fisk ble sammenlignet med tettheten av fisk fra andre deler av fjorden. Konsentrasjonen av fisk fra de andre områdene ble imidlertid beregnet ut fra akustiske registreringer fra et fartøy i bevegelse. Det blir ofte antatt at fisk har en tendens til å unngå fartøy i fart, en slik atferd vil i så fall føre til en underestimering av

mengde ved bruk av akustiske registreringer (Vabø *et al.* 2002). Fisketettheten i fjorden kan derfor være underestimert, og mangel på replikater av akustikksnittene bidrar dessuten til en viss usikkerhetsfaktor ved resultatet. Forskjellen mellom fisketetthet var imidlertid så stor at det ikke kan trekkes tvil om at konsentrasjonen av fisk var svært mye høyere i deponeringsområdet i forhold til andre steder.

Deponeringslekteren er utstyrt med lyskastere som er i bruk både natt og dag. Med tanke på at det gjennom hele perioden var størst mengde fisk under lekteren om natten, og at forskjellen i fisketetthet mellom natt og dag virket å øke utover høsten, er det tydelig at denne lyskilden også er en viktig faktor for akkumuleringen av fisk. For å øke fangsten ved fiske er f. eks bruk av kunstig lys en velbrukt metode, mange arter reagerer til visuell stimulering ved å svømme mot lyskilden og danne stimer i nærheten (Fréon og Misund 1999). At fisk ble tiltrukket av lyset på lekteren ble tydeligere utover høsten da dagene ble kortere, derav de tette ansamlingene av fisk i øvre vannlag fra september av.

#### ***Tilstedeværelse av fisk tross dårlige oksygenforhold***

Grunnet en beskjedne dypvannsfornyelse i fjorden vinteren 2007, har oksygenivået i området ved dypvannsdeponiet høsten 2007 vært relativt lavt med verdier hovedsakelig mellom 1-2 ml O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> fra 30 meter og ned (Fagrådet for indre Oslofjord 2007). Resultater fra flere studier har indikert at torsk generelt unngår vann der metningsnivået for oksygen ligger på underkant av 20-25% (Baden *et al.* 1990, Herbert og Steffensen 2005). Det er dessuten vist at mange bentiske arter forsvinner fra områder der oksygenverdiene er mindre eller lik 2 ml l<sup>-1</sup> (Diaz 2000), og denne verdien ble derfor lagt til grunn i konsekvensutredningen for deponeringsområdet (Oslo havnevesen 2001). Resultatene mine over mengde fisk er ikke i overensstemmelse med antagelsene om lite fisk i området. Effekten av FAD og lyset på lekteren forklarer som nevnt mye av den kunstig høye konsentrasjonen, men det er også blitt påvist at fisk tåler lavere oksygenverdier enn det man tok utgangspunkt i når dypvannsdeponiet ble vurdert. Robb og Abrahams (2003) fant at det er de minste individene både innenfor og mellom arter som er mest tolerante ovenfor lave oksygenverdier, og at mindre fisk derfor potensielt kan dra nytte av hypoksiske miljø som et tilfluktssted fra predatorer med et høyere oksygenbehov. Røstad og Kaartvedt (2006a) registrerte at hvitting i Oslofjorden befant seg i vann med oksygenivå ned til 1 ml l<sup>-1</sup>, og overvintrende brisling har blitt påvist i habitat med 0,5 ml O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>, med de største forekomstene i vann med oksygenverdier < 1 ml l<sup>-1</sup> (Kaartvedt *et al.* 2006). Et oksygenivå på ca 2ml O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> har med



andre ord vist seg å være mer enn tilstrekkelig til at flere fiskearter i Oslofjorden kan leve der, tilstedeværelse av fisk i deponiområdet er derfor ingen overraskelse.

Om sommeren og høsten ble det registrert en glippe på 5 meter ned mot bunnen der verken krill eller fisk befant seg. Fra slutten av november av var imidlertid dette ikke lenger tilfellet og fisk ble detektert helt nede ved bunnsedimentet. Dette henger trolig sammen med at det skjedde en dypvannsfornyelse i desember 2007 (Fagrådet for indre Oslofjord 2007). NIVAs toktrapporter viste at det var et generelt høyere oksygennivå i fjorden (unntatt Bunnefjorden) i desember i forhold til oktober. Fornyelse av oksygenrikt vann har dermed bidratt til at både krill og fisk har kunnet trekke ned mot bunnen i deponeringsbassenget.

### ***Fiskens fordeling***

Det ble registrert stimer av fisk over laget av krill på dagtid, stimdannelsen var synlig gjennom hele perioden og er i samsvar med hva som er observert tidligere i fjorden (f. eks Onsrud og Kaartvedt 1998, Bagøien *et al.* 2000, Onsrud *et al.* 2004). Fisk er hovedsakelig visuelle predatorer, planktivore fisk går derfor ofte sammen i stimer på dagen for å minske predasjonsfaren fra større fisk (Gallego og Heath 1994, Connell 2000). Lys er en viktig faktor for fiskens evne til å gå i stim (Breder 1951 og Hunter 1968), av den grunn er det vanlig at stimene opphører ved skumring og at fisk om natten svømmer enkeltvis (Appenzeller og Leggett 1992, Brodeur og Wilson 1996, Nilsson *et al.* 2003). Fisken under lekteren hadde et tilsvarende atferdsmønster gjennom hele juli og august. Fra september av ble det imidlertid registrert ansamlinger av fisk også på natten, hovedsakelig i øvre del av vannsøylen. Den unormale stimdannelsen skyldes at det er lys på lekteren. Som nevnt påvirker dagslys fiskens atferd og vertikalfordeling, men det er påvist at også kunstige lyskilder har en effekt på stimdannelse hos fisk (Marchesan *et al.* 2005).

### ***Empiriske TS-fordelinger til fisken under lekteren***

Fisk ble tracket i Sonar5 både om natten og om dagen for å få verdier på gjennomsnittlig tilbakespredning fra enkeltfisk (TS). TS-verdiene kunne dermed brukes som et mål på størrelsesfordelingen til fisken under lekteren. TS-fordelingene på dagtid hadde topper i området fra -42 til -38 dB, utover høsten var TS-verdiene noe svakere om natten enn om dagen. Dette tyder på at det var ulike typer av fisk som gikk i stim på natten i forhold til på dagtid, hvorav fisken om natten var mindre i størrelse.

Mangel på tråldata gjør det vanskelig å relatere verdiene til spesifikke arter, TS-fordelingene kan derfor her kun gi indikasjoner på hvilke fiskekomponenter som var til stede. De empiriske verdiene samsvarer imidlertid med TS basert på lengdefordelinger av torskefisk (hovedsakelig representert av hvitting) og sildefisk (hovedsakelig sild og brisling) fra tidligere studier i fjorden (Onsrud *et al.* 2005). Den akustiske målstyrken til hvitting varierer vanligvis mellom -35 til -40 dB (Røstad og Kaartvedt 2006a), mine teoretiske verdier fra hvittingen som ble fisket fra dekk lå også innenfor dette størrelsesintervallet (-36 til -37 dB). Sildefisk innehar noe svakere verdier hvorav brisling vanligvis gir verdier rundt -50 dB (Røstad og Kaartvedt 2006b). Onsrud *et al.* (2004) fant at både hvitting og sild var assosiert med den øvre delen av krill-laget om dagen, mine TS-verdier på dagtid kan derfor trolig relateres til disse artene. Mesteparten av stimene i øvre vannlag bestod sannsynligvis av brisling ettersom TS-verdiene var en del svakere om natten.

Foruten fiskelengde har fiskens tilt vinkel i forhold til ekkonstrålen stor betydning for den akustiske målstyrken (Foote 1980b, MacLennan og Simmonds 1995), på grunn av redusert overflateareal gir fisk ofte svakere ekko ved oppadrettet svømming (Røstad og Kaartvedt 2006b). Jeg valgte å tracke med en Sv-terskling på -55 dB for å unngå ekko fra krill, dette kan imidlertid ha ført til en underestimering av svake TS-verdier ettersom ekko fra f. eks brisling som svømmer oppover vil ha blitt fjernet.

## **Krill**

### ***Fordeling av krill***

Krillens vertikale døgnvandringsmønster under lekteren var tydelig i sommermånedene. Vertikal døgnvandring er vanlig innen flere ulike organismer og reflekterer en trade-off mellom optimalisering av matinntak, og en minimalisering av predasjonsfare (Johnsen og Jakobsen 1987, Loose og Dawidowicz 1994). Å innta næring er dessuten ofte mer effektivt ved overflaten i forhold til på dypere vann ettersom en normalt høyere temperatur i øvre lag bidrar til en økt metabolsk rate (Giske *et al.* 1990). Krillen oppholdt seg av den grunn i øvre vannlag om natten, der næringstilgangen var størst og temperaturen høyest, mens den skjulte seg på dypere vann på dagtid.

I denne studien avtok krillens vertikale døgnvandring utover høsten, noe som er unormalt og ikke påvist andre steder i fjorden. Endringen i krillens atferd kan trolig forklares på bakgrunn



av to ulike faktorer tilknyttet deponeringsvirksomheten. Som nevnt ovenfor samlet det seg etter hvert store mengder fisk under lekteren om natten, krillen kan ha valgt å holde seg på dypt vann gjennom hele døgnet på grunn av den kunstig høye konsentrasjonen av predatorer i øvre vannlag. At krill unngår overflatelag nær forskningsfartøy grunnet registrering av mye fisk er også observert tidligere (Onsrud og Kaartvedt 1998, Kaartvedt *et al.* 2002). Lyset på lekteren er en annen mulig årsak. Fisk kan som nevnt bli tiltrukket av lys, men andre organismer unngår som regel kunstig lys om natten (Edgerton og Bascom 1982). Sameoto *et al.* (1985) fant f. eks en tydelig fluktreaksjon hos krill fra de øverste 60 meterne av vannsøylen ved tenning av lyskastere på et forskningsfartøy. Allerede fra begynnelsen av september sluttet krillen å døgnavandre, om det skyldes økt mengde predatorer eller økt effekt av kunstig lys, er vanskelig å si basert på mine data. Trolig har begge faktorene hatt en innvirkning på krillens atferd og ført til at den valgte å unngå øverste del av vannsøylen utover sesongen. I forhold til deponering innebar dette imidlertid at krillen til tider befant seg i vannmasser med suspenderte sedimentpartikler gjennom hele døgnet.

## **Deponering**

### ***Registrering av suspenderte sedimentpartikler i vannsøylen***

Under deponering var det sedimentpartikler som dominerte de akustiske registreringene, sediment kunne ses på ekkogrammene som en kontinuerlig strime av tilbakespredning fra bunnen og oppover i vannsøylen. Man antok i forundersøkelsene at sediment skulle tilføres de to nederste meterne av vannsøylen under deponering (Schaanning og Bjerkeng 2001). På bakgrunn av simuleringsforsøk i vannkar ble det videre beregnet at oppvirvling av suspenderte partikler hovedsakelig ville begrenses opp til 10 meter fra bunnen, i verste fall ikke lenger opp enn til ca. 45 meter i vannsøylen (Schaanning og Bjerkeng 2001). På grunnlag av måleserier i området fra 1962 og frem til 2000 ble spredning av partikler til 30 meters dyp eller mindre sett på som lite sannsynlig på grunn av den sterke lagdelingen i overflatevannet (Schaanning og Bjerkeng 2001). Under deponeringer fra hele perioden ble imidlertid sedimentpartikler registret akustisk opp til 30-40 meter eller grunnere i vannsøylen. Resultatene fra de akustiske dataene i min oppgave stemmer dermed ikke overens med antagelsene fra eksperimentene i forundersøkelsene. Det var dessuten flere tilfeller i løpet av perioden der det ble sølt sediment i overflaten, noe som resulterte i at sedimentpartikler med lav utsynkning ble liggende og flyte i vannsøylen på dyp grunnere enn 20 meter. Forekomst av ureglementert dumping av stein og tyngre sedimentmasser fra overflaten ble i tillegg dokumentert. Sedimentmassenes vanninnhold og vannsøylens tetthetsgradient er av betydning

for den vertikale spredningen av partikler, samtidig vil hydrodynamiske faktorer som tilførselshastighet og fallhøyde også spille en rolle.

### ***Estimering av suspenderte sedimentmengder og sammenligning med turbiditetsmålinger***

Den estimerte sedimentmengden var størst i de 15 nederste meterne av vannsøylen i alle de tre eksemplene der mengden ble forsøkt kvantifisert. I to av tilfellene ble det under nedføring sølt en del sediment fra overflaten, noe som resulterte i at den beregnede konsentrasjonen av suspenderte sedimentpartikler var relativt høy også i øvre vannlag. På grunnlag av kornfordelingsanalyser av forurensede sedimentmasser fra fjorden (Eek og Hauge 1999), og resultater fra en undersøkelse av partikkelstørrelse på sediment i suspensjon (Hoitink og Hoekstra 2005), ble det tatt utgangspunkt i en partikkelradius på 20  $\mu\text{m}$  som representativ for de deponerte massene. Som nevnt i materialer og metoder øker tilbakespredningsarealet til partikler som faller innenfor Rayleigh-området eksponentielt med partikkelradiusen ( $r^6$ ), av den grunn vil den estimerte sedimentmengden være sterkt avhengig av antatt størrelse. Dette kom også tydelig fram når utregningene ble basert på en noe større partikkelradius (35  $\mu\text{m}$ ). Estimerte sedimentmengder ved bruk av en partikkelradius på 20  $\mu\text{m}$  var ca. 5 ganger større enn ved 35  $\mu\text{m}$ .

Som et ledd i overvåkingen av "Ren Oslofjord" prosjektet ble det festet en såkalt juksamåler til deponeringslekteren, denne målte turbiditeten i vannsøylen og skulle aktiveres under oppstart av hver deponering. Turbiditetsverdier fra samme tidspunkt som mine beregnede verdier ble basert på var derfor tilgjengelig for sammenligning. Juksamålerens turbiditetsmålinger tilsvarte imidlertid maksimumsverdier på underkant av 0,5 kg sediment per  $\text{m}^3$  i alle de tre eksemplene (Løken *et al.* 2007), og ofte langt lavere verdier enn dette (1NTU=1g  $\text{m}^{-3}$  (Schaanning *et al.* 2006)). Turbiditetsmålingene ga dermed mye lavere verdier for sedimentmengden i vannsøylen enn mine akustiske beregninger. En partikkelstørrelse på 35 $\mu\text{m}$  ga maksimumsverdier på ca 2 kg sedimentmasse per  $\text{m}^3$ , dersom like verdier skal oppnås ved den akustiske metoden må derfor størrelsen på antatt partikkelradius økes enda mer. Antagelsen om konstant partikkelstørrelse er med andre ord en betydelig usikkerhet tilknyttet den akustiske estimeringen av suspenderte sedimentmengder, og også andre forhold som partiklenes fasthet og dannelsen av organiske aggregater vil påvirke akustisk tilbakespredning.

Turbiditet og akustisk tilbakespredning blir målt ved bruk av to forskjellige midler (lys og lyd), en sammenligning av disse verdiene kan derfor være problematisk. Uoverensstemmelsen mellom målt turbiditet og estimert mengde sedimentpartikler kan skyldes at metodene registrerer ulike egenskaper ved partiklene, muligens er ekkoloddet mer følsomt for små partikler. Det var f. eks i løpet av perioden flere tilfeller der kraftige akustiske registreringer fra ekkoloddet i svært liten grad ble reflektert i turbiditetsmålingene (Løken *et al.* 2007). Ved bruk av akustikk blir hele vannsøylen registrert, mens turbiditet bestemmes via punktmålinger i vannmassene. Ekkolodd-strålen er dessuten bredere på dypere vann, med en åpningsvinkel på 7° som ble benyttet i denne undersøkelsen er arealet av strålen ved 60 meters dyp 42 m<sup>2</sup>. De akustiske målingene er dermed basert på et mye større volum. Flyktige/kortvarige pulser av sediment ved bunnen vil derfor i større grad bli registrert akustisk enn ved punktmålinger av turbiditet.

#### ***Akustikk som metode for registrering og kvantifisering av sediment i vannsøylen***

Bruk av akustikk kan gi store mengder data med høy oppløsning i både tid og rom uten store kostnader, noe som gjør det til et velegnet verktøy for overvåkning og registrering av sediment i suspensjon. Den akustiske tilbakespredningen avhenger imidlertid i stor grad av sedimentets egenskaper som størrelse, tetthet og form. Marint sediment, som leire og grus, innehar uregelmessig form og ulik partikkelstørrelse. Usikkerhetsmomentene er derfor større tilknyttet bruk av akustikk ved undersøkelse av denne substansen sammenlignet med f. eks måling av suspenderte konsentrasjoner av sandpartikler, der antagelsen om en homogen størrelsesfordeling i større grad blir akseptert og anvendt (Sheng og Hay 1988).

Til tross for usikkerhet rundt størrelsesestimat og varierende tetthet og form, ga de beregnede sedimentverdiene trolig et riktig bilde på den relative mengden av suspendert sediment ved ulike dyp. Samtidig som det ble dokumentert sedimentpartikler på et grunnere dyp enn det som var antatt, bidro de akustiske registreringene til å avdekke driftsavvik innen deponeringsvirksomheten. Usikkerheten rundt estimering av sedimentmengde basert på bruk av teoretiske modeller alene kan i framtidige undersøkelser reduseres gjennom supplerende prøvetaking, slik som kartlegging av størrelsen på de suspenderte sedimentpartiklene og sammenligning med optiske metoder kalibrert mot gjeldende partikkelinnhold i en vannmasse (Aure *et al.* 1985). Bruk av akustikk i sammenhenger som denne undersøkelsen er dessuten fordelaktig ved at registreringene gir et bilde av både levende organismer og sedimentpartikler i vannsøylen på samme tid.

## **Biologiske responser på deponering**

### ***Krill***

Det var tydelig at deponeringen påvirket krillens vertikalfordeling, den ble i mange tilfeller registrert høyere oppe i vannsøylen etter nedføring av sediment. Lysintensitet påvirker vertikalfordeling hos zooplankton (Forward 1988), og Kaartvedt *et al.* (1996) fant at krill endret vertikalfordeling når vannmassenes optiske egenskaper endret seg, med grunnere fordeling i mindre klare vannmasser. Lignende observasjoner ble gjort av Frank og Widder (2002) der krill reagerte på redusert siktedyp ved å forflytte seg til grunnere dyp. Krillens respons på deponering ved å forflytte seg høyere opp i vannsøylen kan trolig forklares av økt turbiditet og derav svekkede lysforhold. Laget av krill var som regel svakere etter endt deponering sammenlignet med før deponeringen startet, nedføringen av sediment bidro derfor trolig til at en del krill ble skremt, og flyktet bort fra vannmassene under lekteren. Effekten av deponering var likevel ikke entydig og det var dager der krillen virket tilnærmet uanfektet av sedimenttilførselen, uten synlig reduksjon i mengden som ble registrert akustisk. Varigheten og mengde sediment som ble deponert varierte fra dag til dag, dette kan ha en betydning for krillens respons. Selv om det var høyere konsentrasjoner av suspendert sediment nærme bunnen, forflyttet likevel laget av krill seg lenger ned i vannsøylen etter at oksygenforholdene ble forbedret. At krillen til tider oppholdt seg i det partikkelholdige vannet tross dårlige lysforhold kan mulig forklares på bakgrunn av redusert predasjonsfare fra planktivore fisk.

### ***Fisk***

Ut fra de akustiske dataene var det uklart i hvilken grad deponeringen påvirket fisken under lekteren. Enkelte døgn virket det som om nedføringen av sediment skremte fisken vekk ettersom det var det en tydelig reduksjon av fiskestimer etter nedføring sammenlignet med tiden rett før deponering. På andre deponeringsdøgn derimot, kunne det ikke påvises noen særlig endring i verken fordeling eller mengde blant fisken. En økning i turbiditet kan både ha positive og negative effekter på fisk. Suspenderte partikler forårsaker en spredning av lys og bidrar til at sikten over lengre distanser blir svekket, turbiditet har derfor vist seg å være ufordelaktig for visuelle predatorer (Crowl 1989, Gregory og Northcote 1993, Utne 1997).

Den negative effekten knyttet opp mot turbiditet er imidlertid avhengig av hvilken type byttedyr fisken jakter på. Økt turbiditet vil være mer ødeleggende for piscivore fisk (som detekterer byttedyr over lengre distanser), i forhold til planktivore fisk som ofte detekterer

zooplankton over korte avstander (Giske et al. 1994). Ruiz *et al.* (1993) og Maes *et al.* (1998) fant at større fiskepredatorer unngikk habitater med høy turbiditet grunnet dårligere furasjeringsmuligheter og økt fysiologisk stress. Turbiditetsøkningen ved sedimenttilførsel kan ha ført til at en del piscivore fisk, som f. eks torsk og hvitling, forlot dypvannsdeponiet på dager med deponering. Grunnet et lettere predasjonstrykk fra piscivore fisk, har resultater fra forsøk vist at turbiditet har en positiv effekt på juvenile og planktivore fisk ved at de kan bruke mer tid og kostnader på å finne egen mat framfor å gjemme seg for potensielle predatorer (Gregory og Northcote 1993). En mulig årsak til at en del fisk ble værende i det partikkelholdige vannet under deponering, kan nettopp være på grunn av mindre predasjonsfare fra større fisk.

Uavhengig av fordeler eller ulemper knyttet til partikkelholdige vannmasser, har denne undersøkelsen vist at det forekommer store mengder fisk under deponeringslekteren og at denne fisken til dels oppholder seg inne i ”skyer” av forurenset sediment. Det er ikke foretatt målinger av miljøgifter i fisk under lekteren, men ut fra de akustiske resultatene er det sannsynlig å anta at fisken i større grad blir eksponert for miljøgifter enn det som er blitt antatt i konsekvensutredningen. I juni 2006 ble det satt i gang et overvåkningsprogram der miljøgifter i blåskjell, fisk og reker skal undersøkes frem til 2012. Torsk skrubbe og ål ble i den sammenheng samlet inn fra Bekkelagsbassenget i 2007, men analyseresultater fra disse foreligger foreløpig ikke (Berge *et al.* 2008). Det er dermed uklart hvorvidt, og i hvilken grad deponeringen har en negativ effekt på den pelagiske faunaen i området. Et registreringsprogram basert på fangst av fisk under lekteren ville kunne framskaffet et ”worst case scenario” for hvordan fisk kan påvirkes gjennom denne typen aktivitet.

## REFERANSER

- Appenzeller A.R., og Legget W.C. 1992. Bias in hydroacoustic estimates of fish abundance due to acoustic shadowing: evidence from day-night surveys of vertically migrating fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 2179-2189.
- Anderson V.C. 1950. Sound scattering from a fluid sphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 22: 426-431.
- Aure J., Ona E., og Sundby S. 1985. Spredning av gruveavfall i kystområder utenfor Jøssingfjord fra Titania A/S. Havforskningsinstituttet rapport, FO 8502.
- Baden S.P., Loo L-O., Phil L., og Rosenberg R. 1990. Effects of eutrophication on the benthic communities including fish: Swedish west coast. *Ambio*, 19: 113-122.
- Bagøien E., Kaartvedt S., og Øverås S. 2000. Seasonal vertical migrations of *Calanus* spp. in Oslofjorden. *Sarsia*, 85: 299-311.
- Balk H., og Lindem T. 2008. Sonar5-Pro Post Processing Systems. Operator Manual Lindem Data acquisition, Oslo, Norway.
- Berge J.A., Schøyen M., og Øxnevad S. 2008. Supplerende tiltaksovervåking i indre Oslofjord – miljøgifter i blåskjell, fisk og reker. Årsrapport 2007. SFT, TA 2383/2008. 64 s.
- Bodholdt H. 1990. Fish density derived from echo-integration and in-situ target strength measurements. *ICES CM 1990/B:11*.
- Brede R., Kristensen F.H., Solli H., og Ona E. 1990. Target tracking with a split-beam echo sounder. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 189: 254-263.
- Breder C.M. Jr. 1951. Studies on the structure of the fish school. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 98: 1-27.
- Brodeur R.D., og Wilson M.T. 1996. Mesoscale acoustic patterns of juvenile walleye Pollock (*Theragra chalcogramma*) in the western Gulf of Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 1951-1963.
- Castro J.J., Santiago J.A., og Hernandez-Garcia V. 1999. Fish associated with fish aggregation devices off the Canary Islands (Central-East Atlantic), in Massuti, E & Morales-Nin (ed.), *Biology and fishery of dolphinfish and related species*. *Scientia Marina*, 63: 191-198.
- Castro J.J., Santiago J.A., og Santana-Ortega A.T. 2002. A general theory on fish aggregation to floating objects: An alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 255-277.



- Clarke D., og Aeby G. 1998. The use of small mid-water attraction devices for investigation of the pelagic juveniles of Carangid fishes in Kaneohe Bay, Hawaii. *Bulletin of Marine Science*, 62: 947-955.
- Connell S.D. 2000. Is there safety-in-numbers for prey? *Oikos*, 88(3): 527-532.
- Crowl T.A. 1989. Effects of crayfish size, orientation, and movement on the reaction distance of largemouth bass foraging in clear and turbid water. *Hydrobiologia*, 183: 133-140.
- Deudero S. 2001. Interspecific trophic relationships among pelagic fish species underneath FADs. *Journal of Fish Biology*, 58: 53-67.
- Diaz R.J. 2000. Overview of hypoxia around the world. *Journal of environmental quality*, 30: 275-281.
- Druce B., og Kingsford M. 1995. An experimental investigation on the fishes associated with drifting objects in coastal waters of temperate Australia. *Bulletin of Marine Science*, 57: 378-392.
- Edgerton H.E., og Bascom W. 1982. Sonic scattering layers influenced by artificial light. *Bulletin of Marine Science*, 32: 629-632.
- Eek E., og Hauge A. 1999. Oslo Havn forurensede sedimenter. Kartlegging av forurenset sediment i Oslo havn – tykkelse av slamsjikt. NGI rapport, 984139-2.
- Eek E., og Schaanning M. 2000. Oslo Havn – Deponering av sediment. Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi. Laboratorietester og simuleringsforsøk. NIVA rapport, LNR 4217-00. 47s. + vedlegg.
- Ehrenberg J.E., og Torkelson C.T. 1996. Application of dual-beam and split-beam target tracking in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 329-334.
- Fagrådet for indre Oslofjord. 2007. Miljøforhold I fjorden, Toktrapper NIVA. [www.indre-oslofjord.no/dokumenter/Trap4-07.pdf](http://www.indre-oslofjord.no/dokumenter/Trap4-07.pdf).
- Foote K.G. 1980b. Effect of fish behaviour on echo energy: the need for measurements of orientation distributions. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39: 193-201.
- Foote K.G. 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *Journal of the Acoustical Society of America*, 82: 981-987.
- Foote K.G. 1990. Spheres for calibrating an eleven-frequency acoustic measurement system. *ICES Journal of Marine Science*, 46: 284-286.
- Forward R.B.Jr. 1988. Diel vertical migration: zooplankton photobiology and behaviour. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 26: 361-393.

- Frank T. M., og Widder E.A. 2002. Effects of a decrease in downwelling irradiance on the daytime vertical distribution patterns of zooplankton and micronekton. *Marine Biology*, 140: 1181-1193.
- Fréon P., og Misund O.A. 1999. *Dynamics of Pelagic Fish Distribution and Behaviour: Effects on Fisheries and Stock Assessment*. Blackwell Science, Oxford.
- Gallego A., og Heath M.R. 1994. Vulnerability of late larval and early juvenile Atlantic herring, *Clupea harengus*, to predation by whiting, *Merlangius merlangus*. *Journal of Fish Biology*, 45(4): 589-595.
- Giske J., Aksnes D.L., Baliño B.M., Kaartvedt S., Lie U., Tryti Nordeide J., Salvanes A.G.V., Wakili S.M., og Aadnesen A. 1990. Vertical distribution and trophic interactions of zooplankton and fish in Masfjorden, Norway. *Sarsia*, 75: 65-81.
- Giske J., Aksnes D.L., og Fiksen Ø. 1994. Visual predators, environmental variables and zooplankton mortality risk. *Vie Millieu*, 44: 1-9.
- Gomes C., Mahon R., Hunte W., og Singh-Renton S. 1998. The role of drifting objects in the pelagic fisheries in the Southeastern Caribbean. *Fisheries Research*, 34: 47-58.
- Greenblatt P. 1979. Association of tuna with objects in the Eastern tropical Pacific. *Fisheries Bulletin*, 77: 147-155.
- Gregory R.S., og Northcote T.G. 1993. Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 233-240.
- Hay A.E. 1983. On the Remote Acoustic Detection of Suspended Sediment at Long Wavelengths. *Journal of Geophysical Research*, 88(C12): 7525-7542.
- Herbert N.A., og Steffenson J.F. 2005. The response of Atlantic cod, *Gadus morhua*, to progressive hypoxia: fish swimming speed and physiological stress. *Marine Biology*, 147: 1403-1412.
- Hoitink A.J.F., og Hoekstra P. 2005. Observations of suspended sediment from ADCP and OBS measurements in a mud-dominated environment. *Coastal Engineering*, 52: 103-118.
- Hunter J.R. 1968. Effects of light on schooling and feeding of jack mackerel, *Thrachurus symmetricus*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 25(2): 393-407.
- Johnsen G.H., og Jakobsen P.J. 1987. The effect of food limitation on vertical migration in *Daphnia longispina*. *Limnology and Oceanography*, 32: 873-880.
- Kaartvedt S., Melle W., Knutsen T., og Skjoldal H.R. 1996. Vertical distribution of fish and krill beneath water of varying optical properties. *Marine Ecology Progress Series*, 136: 51-58.

- Kaartvedt S., Larsen T., Hjelmseth K., og Onsrud M.S.R. 2002. Is the omnivorous krill *Meganyctiphanes norvegica* primarily a selectively feeding carnivore? Marine Ecology Progress Series, 228: 193-204.
- Kaartvedt S., Røstad A., og Klevjer T.A. 2006. Small clupeid fish (*Sprattus sprattus*) exploits low oxygen waters for predator avoidance during winter. I: Fish behavior and implications for acoustic abundance estimates and ecological research. Anders Røstad. Dissertation presented for the degree of Ph.D. Department of Biology. University of Oslo.
- Kingsford M. 1993. Biotic and abiotic structure in the pelagic environment: Importance to small fishes. Bulletin of Marine Science, 53: 393-415.
- Klevjer T.A., og Kaartvedt S. 2006. *In situ* target strength and behaviour of northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*). ICES Journal of Marine Science, 63: 1726-1735.
- Konieczny R.M. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. NIVA rapport, LNR 3094. 134s. NIVA 1994.
- Lee T.H., og Hanes D.M. 1995. Direct inversion method to measure the concentration profile of suspended particles using backscattered sound. Journal of Geophysical Research, 100(C2): 2649-2657.
- Loose C.J., og Dawidowicz P. 1994. Trade-offs in diel vertical migration by zooplankton: the costs of predator avoidance. Ecology, 75: 2255-2263.
- Løken A.M., Nøland S.A., og Tidemand N. 2007. Uavhengig revisjon av Secora AS og Oslo HAV prosjektet. Rapport til Secora AS, 2007-1626. 50s.
- MacLennan D.N., Fernandes P.G., og Dalen J. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. ICES Journal of Marine Science, 61: 201-210.
- MacLennan D.N., og Simmonds J. 2005. Fisheries Acoustics. Theory and Practice. Second edition. Blackwell Science.
- Maes J., Taillieu A., Van Damme P.A., Cottenie K., og Ollevier F. 1998. Seasonal patterns in the fish and crustacean community of turbid temperate estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). Estuarine Coastal and Shelf Science, 47: 143-151.
- Magnusson J. 1995. Vurdering av effekt av propellstrøm fra fartøy på sedimenter i Oslo havn. NIVA rapport, LNR 3218. 18s.
- Marchesan M., Spoto M., Verginella L., og Ferrero E.A. 2005. Behavioural effects of artificial light on fish species of commercial interest. Fisheries Research, 73: 171-185.
- Medwin H., og Clay C.S., 1999. Fundamentals of Acoustical Oceanography. Academic Press, San Diego, California.

- Nilsson L.A.F., Thygesen U.H., Lundgren B., Nielsen B.F., Nielsen J.R., og Beyer J.E. 2003. Vertical migration and dispersion of sprat (*Sprattus sprattus*) and herring (*Clupea harengus*) schools at dusk in the Baltic Sea. *Aquatic Living Resources*, 16: 317-324.
- Onsrud M.S.R., og Kaartvedt S. 1998. Diel vertical migration of the krill *Meganyctiphanes norvegica* in relation to physical environment, food and predators. *Marine Ecology Progress Series*, 171: 209-219.
- Onsrud M.S.R., Kaartvedt S., Røstad A., og Klevjer T.A. 2004. Vertical distribution and feeding patterns in fish foraging on the krill *Meganyctiphanes norvegica*. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1278-1290.
- Onsrud M.S.R., Kaartvedt S., og Breien M.T. 2005. In situ swimming speed and swimming behaviour of fish feeding on the krill *Meganyctiphanes norvegica*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1822-1832.
- Oslo havnevesen, 2001. Konsekvensutredning. Dypvannsdeponi for forurenset bunnsediment ved Malmøykalven, Oslo havnedistrikt. 65s.
- Oslo havnevesen, 2002. Konsekvensutredning. Dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Tilleggsutredning til konsekvensutredning, miljøgiftbudsjett, kostnader og in situ tildekking. NGI rapport, 20011067-1. 40s.
- Rayleigh L.J.W.S. 1945. *The Theory of Sound* volume 2. New York Dover Publications.
- Robb T., og Abrahams M.V. 2003. Variation in tolerance to hypoxia in a predator and prey species: an ecological advantage of being small? *Journal of Fish Biology*, 62: 1067-1081.
- Ruiz G.M., Hines A.H., og Posey M.H. 1993. Shallow water as a refuge habitat for fish and crustaceans in non-vegetated estuaries: an example from Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 99: 1-16.
- Røstad A., Kaartvedt S., Klevjer T.A., og Melle W. 2006. Fish are attracted to vessels. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1431-1437.
- Røstad A., og Kaartvedt S. 2006a. Swimming behaviour and target strength of the gadoid whiting (*Merlangius merlangus*) in a hypoxic water column. I: Fish behavior and implications for acoustic abundance estimates and ecological research. Anders Røstad. Dissertation presented for the degree of Ph.D. Department of Biology. University of Oslo.
- Røstad A., og Kaartvedt S 2006b Target Strength in relation to swimming behavior of overwintering sprat (*Sprattus sprattus*). I: Fish behaviour and implications for acoustic abundance estimates and ecological research. Anders Røstad. Dissertation presented for the degree of Ph.D. Department of Biology. University of Oslo.

- Sameoto D., Chochrane N.A., og Herman A.W. 1985. Response of biological acoustic backscattering to ships' lights. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1535-1543.
- Schaanning M., og Bjerkeng B. 2001. Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter. NIVA rapport, LNR 4438-01. 49s.
- Schaanning M., Bjerkeng B., Helland A., Høkedal J., og Sørensen K. 2006. Dypvannsdeponi Malmøykalven. Undersøkelser av partikkel- og miljøgiftspredning under prøvedumping. NIVA rapport, LNR, 5221-06. 44s. + vedlegg.
- Sheng J., og Hay A.E. 1988. An examination of the spherical scatter approximation in aqueous suspension of sand. *Journal of the Acoustical Society of America*, 83: 598-610.
- Skei J., Magnusson J., Eek E., Eggen A., Hauge A. 1999. Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord. NIVA rapport, LNR 4019-99. 25s.
- Thorne P.D., Vincent C.E., Hardcastle P.J., Rehman S., og Pearson N. 1991. Measuring Suspended Sediment Concentrations Using Acoustic Backscatter Devices. *Marine Geology*, 98: 7-16.
- Thorne P.D., og Meral R. 2008. Formulations for the scattering properties of suspended sandy sediments for use in the application of acoustics to sediment transport processes. *Continental Shelf Research*, 28: 309-317.
- Utne A.C.W. 1997. The effect of turbidity and illumination on the reaction distance and search time of the marine planktivore *Gobiusculus flavescens*. *Journal of Fish Biology*, 50: 926-938.
- Vabø R., Olsen K., og Huse I. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring-spawning herring. *Fisheries Research*, 58: 59-77.
- Vincent C.E., Hanes D.M., og Bowen A.J. 1991. Acoustic Measurements of Suspended Sand on the Shoreface and the Control of Concentration by Bed Roughness. *Marine Geology*, 96: 1-18

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.  
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.  
This page will not be added after purchasing Win2PDF.